

Initiële beoordeling voor de Belgische mariene wateren

Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art 8, lid 1a & 1b

INHOUD

1.	Inleiding	4
2.	Kenmerken van het Belgische deel van de Noordzee	6
2.1	Fysische en chemische kenmerken	6
2.1.1	Zeebodemreliëf en bathymetrie	6
2.1.2	Hydrodynamica	8
2.1.3	Wind en golfwerking	9
2.1.4	Temperatuur	11
2.1.5	Troebelheid	12
2.1.6	Saliniteit	13
2.1.7	Watermassa's en verblijftijd	14
2.1.8	Nutriënten en zuurstof	16
2.1.9	pH, pCO ₂ en verzuring van de zee	18
2.2	Habitattypes	21
2.2.1	Zeebodem	22
2.2.2	Waterkolom	23
2.2.3	Bijzondere habitats (Habitatrichtlijn)	24
2.2.4	Habitats die een specifiek beschermingsregime vereisen	26
2.3	Biologische kenmerken	28
2.3.1	Zeebodem	28
2.3.2	Waterkolom (fytoplankton, zooplankton, gelatineus plankton)	34
2.3.3	Angiospermen, macroalgen	37
2.3.4	Vispopulaties	37
2.3.5	Zeezoogdieren	41
2.3.6	Zeevogels en vogelrichtlijn	42
2.3.7	Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten	46
2.3.8	Andere soorten onder communautaire wetgeving of internationale overeenkomsten	47
2.4	Zorgwekkende chemische verontreiniging	49
2.4.1.	Kader en evaluatie	49
2.4.2.	Huidige toestand	50
3.	Belastende en beïnvloedende factoren	53
3.1	Fysische vernietiging	53
3.1.1	Haveninfrastructuren en baggerwerken	53
3.1.2	Windmolenparken	53
3.2	Fysische beschadiging	54
3.2.1	Visserijactiviteiten	54
3.2.2	Aggregaatextractie	55
3.2.3	Onderhoudsbaggerwerken en storten van baggerspecie	57
3.2.4	Morfologische veranderingen	59
3.3	Fysische verstoring	61

3.3.1	Onderwatergeluid	61
3.3.2	Zwerfvuil op zee	62
3.3.3	Klimaatverandering	63
3.4	Verontreiniging met gevaarlijke stoffen	63
3.4.1	Toevoer van synthetische stoffen en zware metalen	64
3.4.2	Verontreiniging door schepen (koolwaterstoffen)	66
3.4.3	Toevoer van radionucleïden	67
3.5	Verrijking met nutriënten en organische stoffen	69
3.6	Biologische verstoring	71
3.6.1	Introductie van microbiële ziekteverwekkers	71
3.6.2	Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten	71
3.6.3	Selectieve onttrekking van soorten en bijvangsten	72
3.6.4	Windmolenparken	73
3.6.5	Biologische verstoring door zandextractie	75
3.6.6	Biologische effecten van storten van baggerspecie	76
3.6.7	Chemische effecten van storten van baggerspecie	76
4.	Conclusies	77
5.	Referenties	78
6.	Bijlage Kaart met naamplaatsen	87
7.	Colofon	88

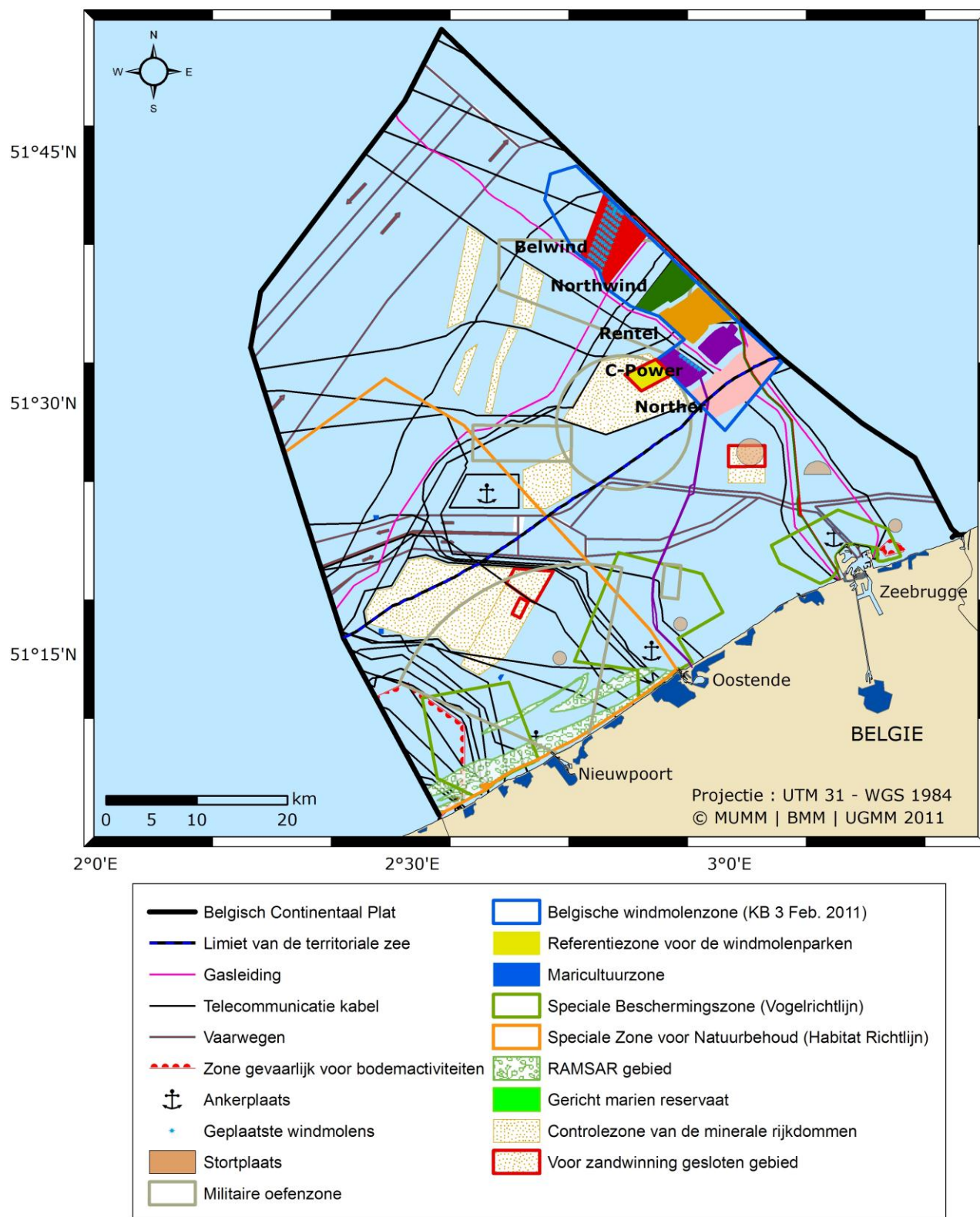
1. Inleiding

In de Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (2008/56/EG) worden gemeenschappelijke beginselen vastgelegd op basis waarvan de lidstaten hun eigen beleid moeten uitwerken om een goede milieutoestand op zee te bereiken tegen 2020. Op die manier moeten de mariene ecosystemen uit heel Europa beschermd en eventueel hersteld worden.

Eerst moeten de lidstaten de initiële staat van hun wateren opstellen: wat is de toestand op dit moment en welke menselijke activiteiten beïnvloeden deze toestand? Vervolgens moet de “goede milieutoestand” van de mariene gebieden bepaald worden. Dit is de toestand waar we in de nabije toekomst naartoe willen evolueren. Ten slotte moeten de Staten maatregelen opstellen om deze goede milieutoestand te bereiken.

In dit document wordt een analyse gemaakt van deze initiële toestand in de Belgische wateren: de fysische, chemische, biologische kenmerken van onze mariene gebieden worden beschreven en ook de menselijke activiteiten die een invloed hebben op onze mariene gebieden.

Het Belgisch Continentaal Plat (BCP) heeft twee eigenschappen: het is open en “druk bezet”. Openheid om te beginnen: de toestand ervan is meer afhankelijk van de grensoverschrijdende stromingen, dan van de processen die zich binnen de zone zelf afspelen. Dit betekent dat de Belgische verantwoordelijkheid voor de kwaliteit van zijn mariene ecosysteem niet onbeperkt is, en eens te meer illustreert dit het belang van Europese en internationale samenwerking. Hoewel de zone klein is (3454 km²), zijn de activiteiten binnen het gebied toch erg talrijk en verscheiden: drukke internationale zeeroutes, havenactiviteiten, windmolenparken, visserij, zand- en grindwinning, maricultuur, baggeren en storting van baggerspecie, militaire activiteiten, pleziervaart, enz.



Figuur 1: Het Belgisch Continentaal Plat.

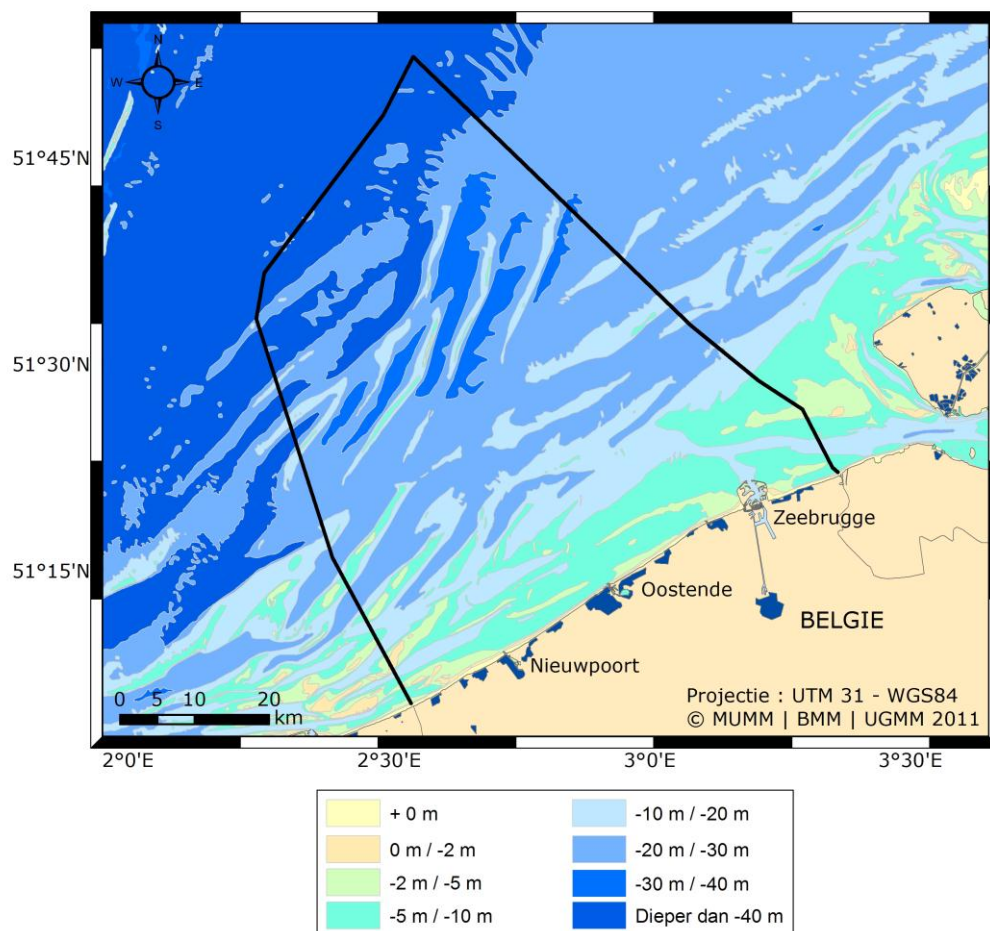
2. Kenmerken van het Belgische deel van de Noordzee

2.1. Fysische en chemische kenmerken

2.1.1. Zeebodemreliëf en bathymetrie

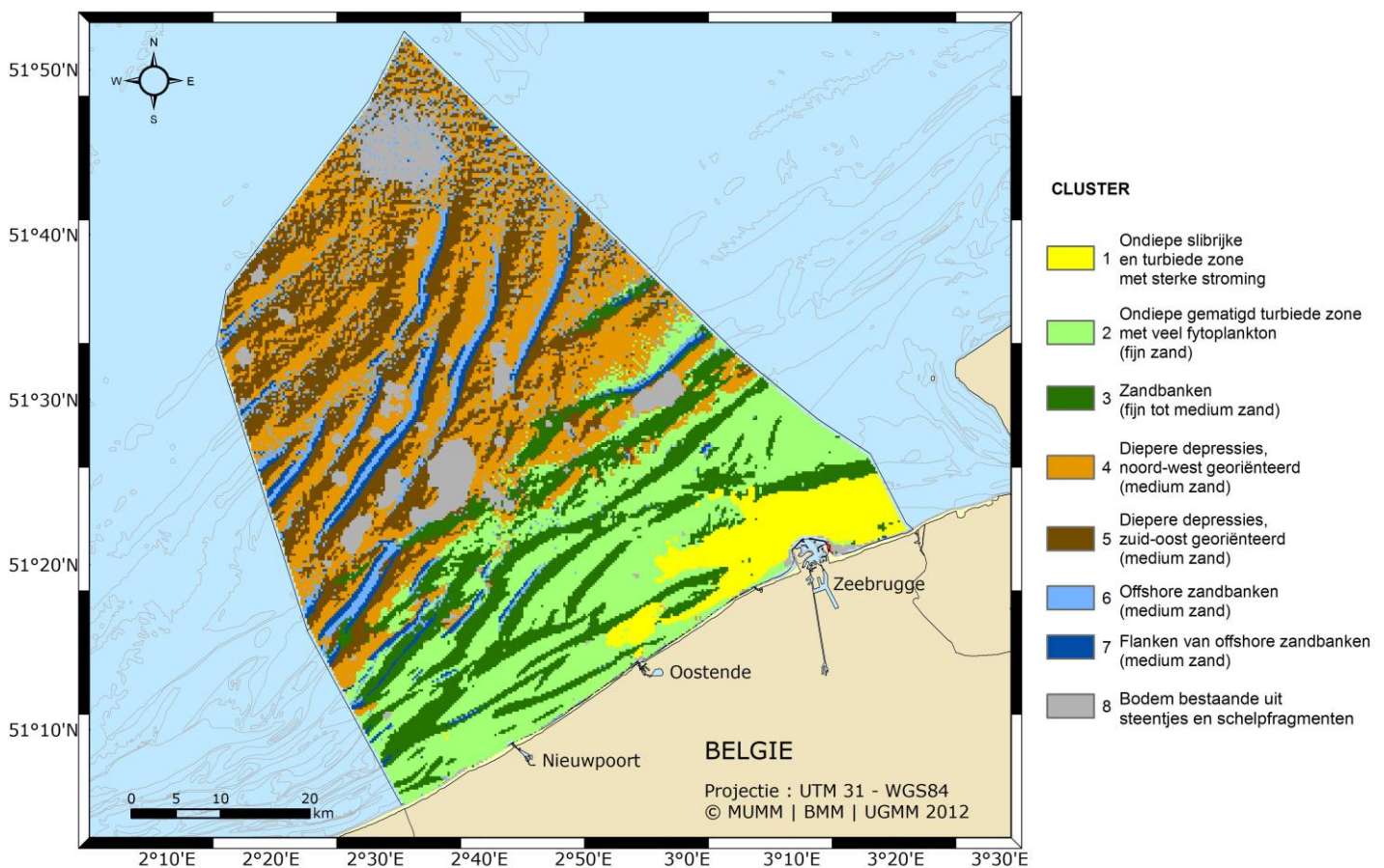
Figuur 2.1 toont de bathymetrie van de zeebodem over de 3454 km² die de Belgische kustwateren groot zijn. De waterdiepte is in de kustnabije zone doorgaans ondieper dan 20 m en neemt in zeewaartse richting geleidelijk toe tot ongeveer 45 m. Kenmerkend voor de zeebodem is het voorkomen van zandbanken die een parallel tot schuin oplopend verloop vertonen met de kust. Ze zijn 15 tot 30 km lang, met veelal een hoogte van ongeveer 20 m vanaf de bodem.

Het substraat op het BCP bestaat hoofdzakelijk uit zand met ook klei, slib en grind. Slibafzettingen komen voor in het kustgebied tussen ongeveer Oostende en de Nederlandse grens en zijn van Holocene oorsprong, terwijl de Tertiaire kleilagen dagzomen in enkele diepere geulen (Le Bot *et al.* 2005; Fettweis *et al.* 2009). De zandbanken vertonen een zeewaartse vergroving van fijn naar grof zand (Verfaillie *et al.* 2006).



Figuur 2.1: Bathymetrie van het BCP.

Door een combinatie van sedimentologische, bathymetrische en hydrodynamische gegevens, kunnen tevens een aantal mariene landschappen worden onderscheiden, die veelal ecologisch relevant zijn (Verfaillie *et al.* 2009), zie figuur 2.2. Landschap 1 (geel) is ondiep, in hoofdzaak bestaande uit klei en slib. Landschap 2 (lichtgroen) is ondiep en bestaat uit fijn zand. Landschap 3 (donkergroen) verschilt van landschap 2 grotendeels door een iets grovere korrel van het zand. Het komt in hoofdzaak overeen met de hellingen van de ondiepe, zuidoostelijk gerichte zandbanken. De landschappen 4 (lichtbruin) en 5 (donkerbruin) bestaan uit zand met middelgrove korrel en komen overeen met diepe terrassen en de voet van de hellingen van afgelegen zandbanken (respectievelijk noordwestelijke en zuidoostelijke helling). Landschappen 6 (lichtblauw) en 7 (donkerblauw) komen overeen met de kammen en met het bovenste deel van de hellingen van diepe zandbanken. Tot slot bestaat landschap 8 (lichtgrijs) hoofdzakelijk uit grind en stukjes schelp. Fijnschalige geomorfologische kartering van de zandige substraten toont aan dat de hellingen vaak gepaard gaan met een hogere biodiversiteit (Van Lancker *et al.* 2012).



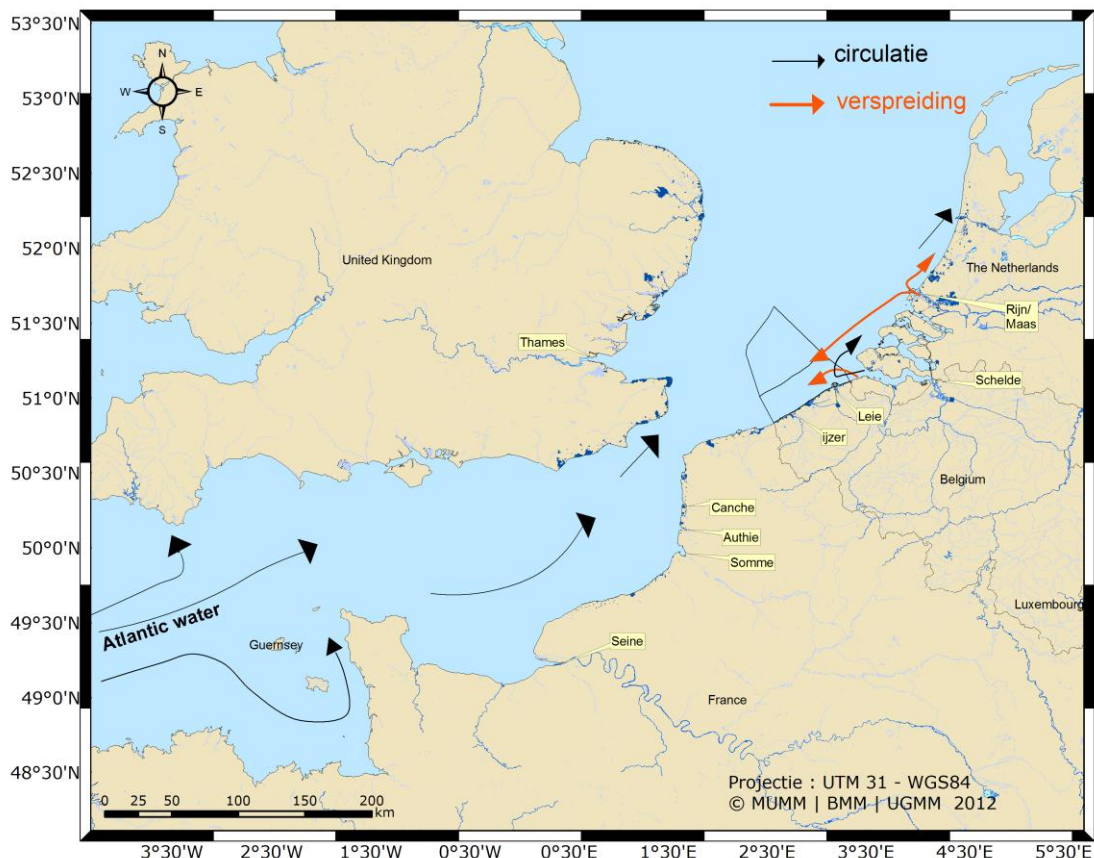
Figuur 2.2: Opdeling van de zeebodem in 8 mariene landschappen (Verfaillie *et al.* 2009).

2.1.2. Hydrodynamica

De hydrodynamica van het BCP wordt gedomineerd door de dagelijkse getijden. Het getijverschil kan variëren tussen 3 m tijdens doodtij tot meer dan 4,5 m tijdens springtij. De getijdenstromingen zijn er intens, vaak meer dan 1 m/s en ze verlopen in de kustzone vooral parallel aan de kust. De aanwezigheid van zandbanken verandert lokaal deze oriëntatie en creëert zo getijdenkanalen die verschillend zijn tijdens eb en vloed. Daarenboven hebben menselijke activiteiten, zoals de havenuitbouw van Zeebrugge en de verdieping van de vaargeulen naar de havens van Oostende, Zeebrugge en het Schelde-estuarium, lokaal deze stromingen ook gewijzigd. Deze veranderingen in hydrodynamica hebben andere fenomenen veroorzaakt of versterkt, zoals de verzanding van de Paardenmarkt ten oosten van Zeebrugge (Van den Eynde *et al.* 2010).

Naast de getijden hebben ook wind en stormen een belangrijke impact op de hydrodynamica. Bijvoorbeeld de doorkomst van een depressie kan het transport van water, saliniteit, warmte of nutriënten veranderen, kan verhogingen van het waterniveau van verschillende meters veroorzaken (2,25 m in Oostende voor de storm van 1953, Dehenauw 2003), kan de golfhoogte en de turbulentie in de waterkolom aanzienlijk verhogen, en kan grote hoeveelheden sediment in suspensie brengen.

Ten slotte verzekeren het ondiepe BCP gecombineerd met sterke stromingen, een continue vermenging van de waterkolom. Als we de bijzondere dynamica van de estuaria en van de Rijn- en Maaspluim buiten beschouwing laten, zijn de dichtheidsgradiënten van zeewater te laag om belangrijke barocliene stromingen te veroorzaken.



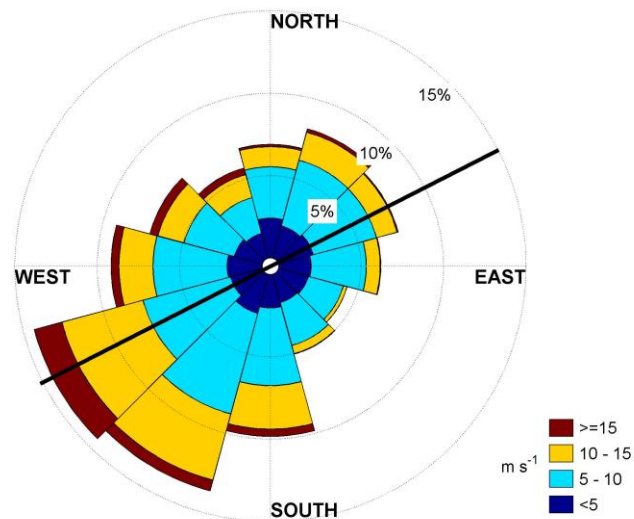
Figuur 2.3: Algemeen schema van de circulatie in het Kanaal en het zuidelijk deel van de Noordzee. De zwarte pijlen geven de jaarlijks gemiddelde residuele circulatie op een jaar weer. De rode pijlen tonen de horizontale dispersie veroorzaakt door het getij, op het transport van de watermassa's van de Schelde en de Rijn/Maas.

2.1.3. Wind en golfwerking

Naast het getij, zijn de meteorologische condities (wind, neerslag, wolken, luchttemperatuur ter hoogte van het zeeoppervlak,...) de belangrijkste drijfveren van de fysische processen langs onze kust. Ze volgen meestal een seizoenale cyclus waar een belangrijke variabiliteit van enkele uren tot dagen bijkomt die geassocieerd is aan de doorkomst van depressies. Deze laatste kunnen een significatieve impact hebben op de hydrodynamica. De interjaarlijkse variabiliteit van de meteorologische parameters is gecorreleerd met de NAO-index (North Atlantic Oscillation). Deze variabiliteit verklaart ook de verschillen in vele oceanografische parameters als de temperatuur of het transport van watermassa's in Belgische wateren (Breton *et al.* 2006). Maar, het debiet van rivieren als de Schelde, is niet gecorreleerd aan de NAO-index (Levy *et al.* 2010).

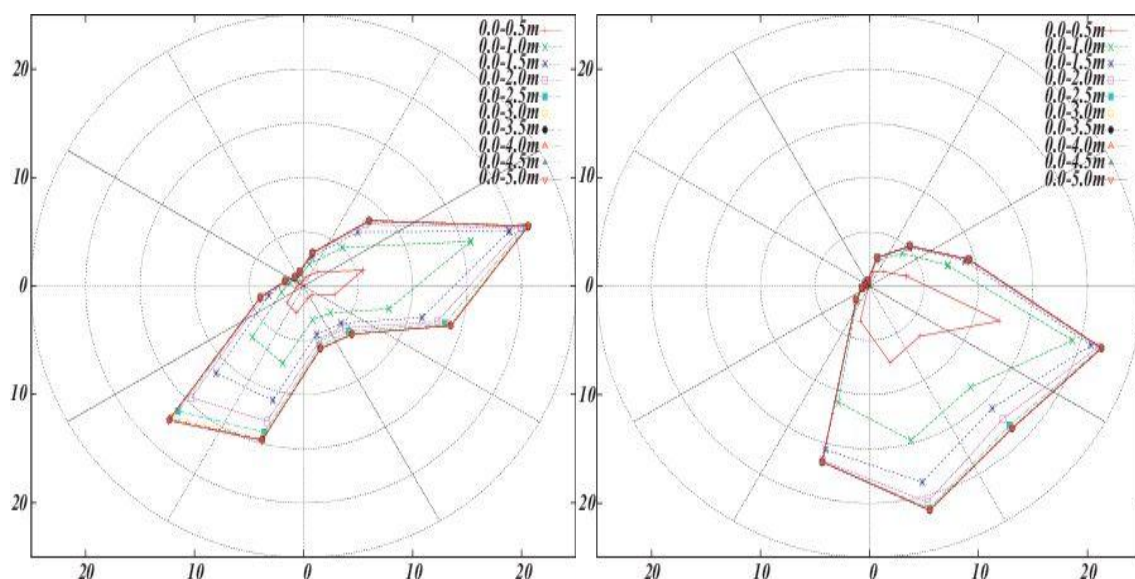
Figuur 2.4 geeft de klimatologie van de winden weer, gemeten tussen 2000 en 2009 in het meteorologische station van Zeebrugge. De gemiddelde windsnelheid bedraagt 5,5 m/s. De zwakkere winden (<5 m/s, 30 % van de tijd) komen niet uit een bepaalde

richting, terwijl de stormwinden (>15 m/s, 5 % van de tijd) komen vooral uit de westelijke en zuidwestelijke sectoren komen. De Belgische wateren worden beschouwd als gematigd blootgesteld aan de golven.



Figuur 2.4: Windroos van Zeebrugge tussen 2000-2009. De zwarte lijn geeft de oriëntatie t.o.v. de kust weer.

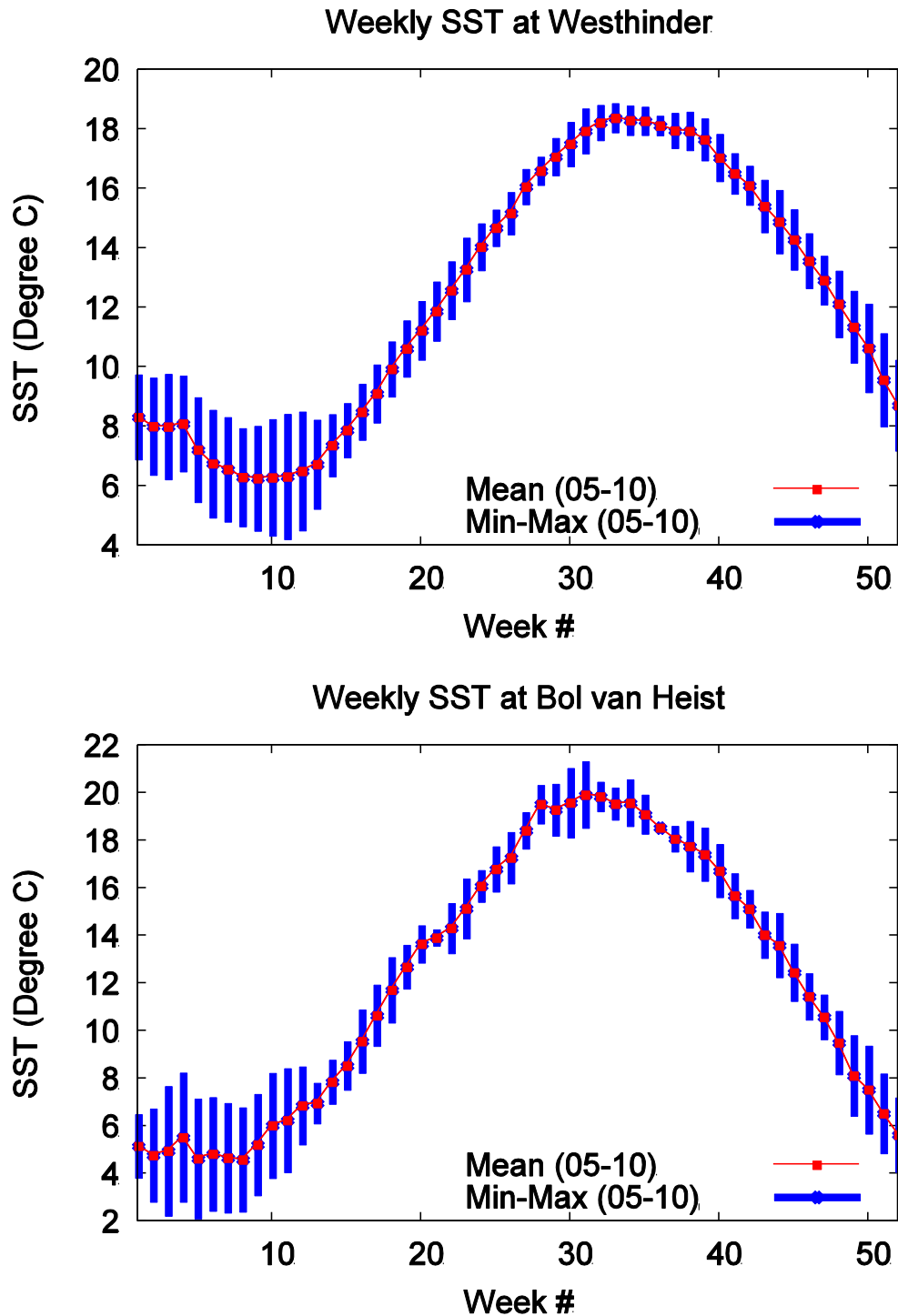
Figuur 2.5 geeft de significante golfhoogte tussen 1999-2009. De golfdistributie op het offshorestation Westhinder is bimodaal met een dominante richting veroorzaakt door winden uit het zuidwesten en een tweede richting veroorzaakt door de winden die volgens de Noordzee-as blazen (as van noord noordoosten naar zuid zuidwesten). De golfdistributie op het kuststation Bol van Heist, is unimodaal en georiënteerd naar het zuidoosten.



Figuur 2.5: Cumulatieve verdeling van de significatieve golfhoogte op Westhinder (links) en Bol van Heist (rechts) voor de periode 1999-2009. (Fernandez 2010).

2.1.4. Temperatuur

De temperatuur van het zeewater op het BCP vertoont een seizoenale cyclus met een duidelijk verschil van ongeveer 15 °C tussen winter- en zomertemperatuur (figuur 2.6).

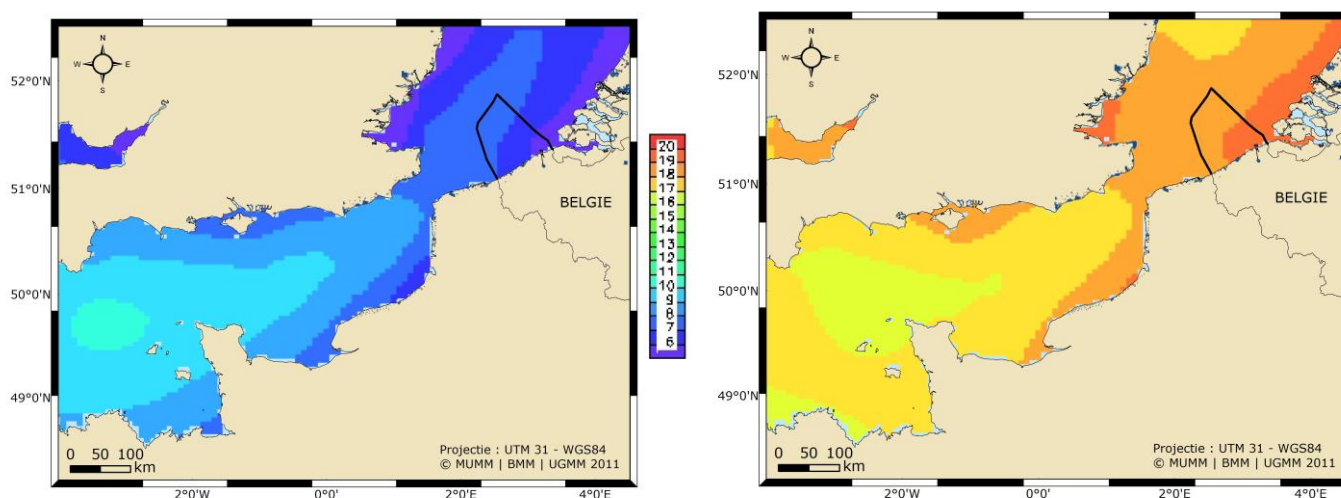


Figuur 2.6: Gemiddelde oppervlaktetemperatuur voor de periode van 2005-2010 op de stations Westhinder (boven) en Bol van Heist (onder). De gegevens zijn afkomstig van het "Meetnet Vlaamse Banken" (MDK Afdeling Kust).

De zeewatertemperatuur heeft een interjaarlijkse variabiliteit van 1 tot 4 °C en is sterk gecorreleerd met de NAO-index (Tsimplis *et al.* 2006).

Figuur 2.7 toont de ruimtelijke variatie van het maandelijks gemiddelde van de oppervlaktetemperatuur op het einde van de winter (februari) en in de zomer (augustus). In de winter veroorzaken de warmere watermassa's afkomstig uit het Kanaal, een temperatuursverschil van 1 à 3 °C tussen het centrale deel van de zuidelijke baai van de Noordzee en de kustzone. In de zomer is er een omkering zichtbaar, met warmer water in de kustzone, dit tengevolge van de snelle opwarming van het water in de ondiepere kustwateren (Ruddick en Lacroix 2006).

Het water op het BCP is algemeen vertikaal goed gemengd. De verticale temperatuurvariaties zijn meestal kleiner dan 0,5 °C.



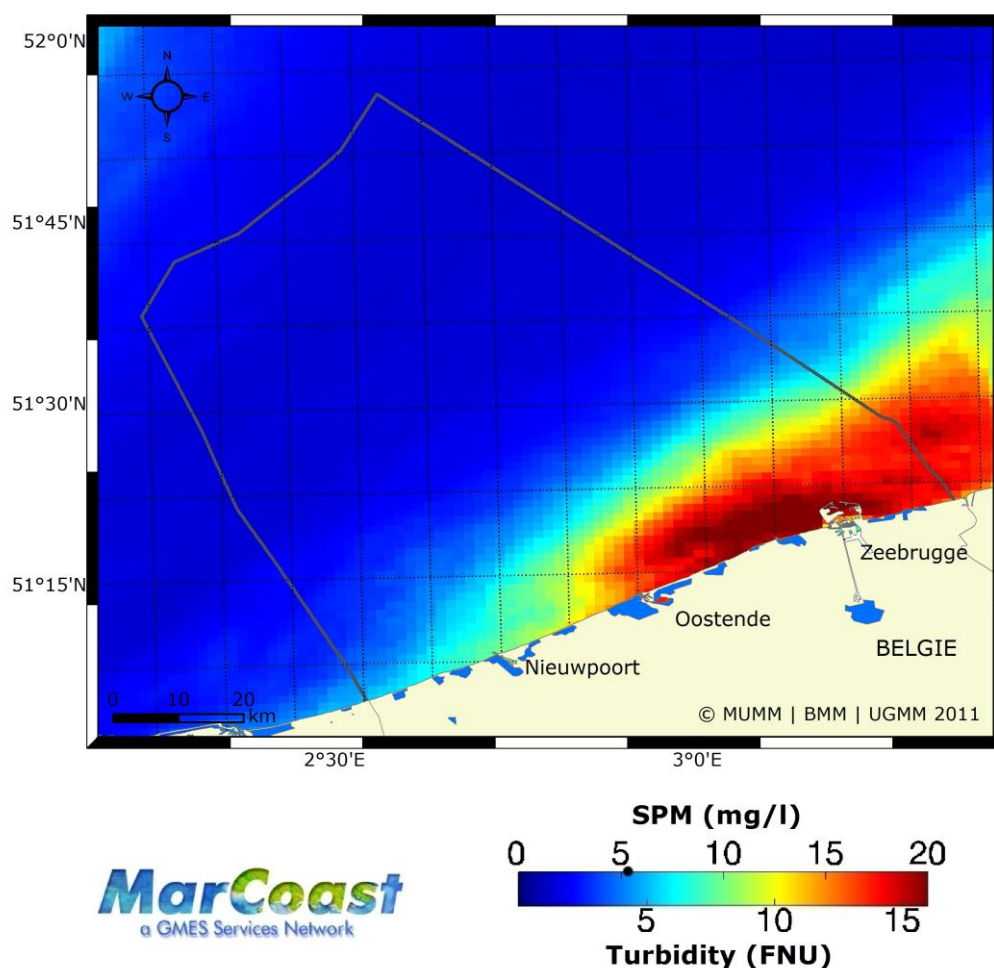
Figuur 2.7: Maandelijks gemiddelde van de oppervlaktetemperatuur voor de periode van 1995-2010. Links: februari, rechts: augustus. De gegevens zijn afkomstig van de Bundesamt für Seeschifffahrt & Hydrographie (Loewe 2003).

2.1.5. Troebelheid

Het BCP is gekenmerkt door een troebelheidmaximum langsheen de kust. Troebelheid is een optische parameter (het tegenovergestelde van doorzichtbaarheid) en wordt vooral bepaald door de concentratie aan suspensiemateriaal (suspended particulate matter SPM) in onze kustwateren. Daar zijn de concentraties van deze minerale en organische bestanddelen altijd hoog: van 100 mg/l tot enkele 1000 mg/l. Er is ook een overgangsgebied met soms hoge SPM-concentraties (5-50 mg/l) en offshore een gebied met altijd lage SPM-concentraties (<5 mg/l). (Van den Eynde *et al.* 2007; Fettweis *et al.* 2007).

Figuur 2.8 toont de gemiddelde oppervlakte-SPM-concentratie en troebelheid afgeleid van MERIS-satellietgegevens. De belangrijkste bronnen van suspensiemateriaal in de Belgische kustzone zijn de Franse rivieren, erosie van de krijtrotsen te Cap Griz-Nez en Cap Blanc-Nez en de erosie van de Holocene sliedlagen die in het kustgebied tussen Oostende en de Nederlandse grens dagzomen (Fettweis & Van den Eynde 2003). In

het troebelheidmaximum treedt een uitgesproken verticale gradiënt in SPM-concentratie op, zodat de SPM-concentratie dicht tegen de bodem significant groter is dan deze aan de oppervlakte. Dicht tegen de bodem kunnen zich tijdens springtij en/of tijdens stormen hooggeconcentreerde slibsuspensies vormen, die een SPM-concentratie van enkele g/l of meer hebben (Fettweis *et al.* 2010; Baeye *et al.* 2011).



Figuur 2.8: Gemiddelde troebelheid (turbidity) en SPM concentratie over de periode 2003 tot 2010. De turbiditeit werd berekend uit de waterreflectantie opgemeten door de MERIS-satelliet in de 665 nm-band, gebruikmakend van het teledetectiealgoritme van Nechad *et al.* (2009) op MarCoast gegevens. De SPM-concentratie is proportioneel met de troebelheid.

2.1.6. Saliniteit

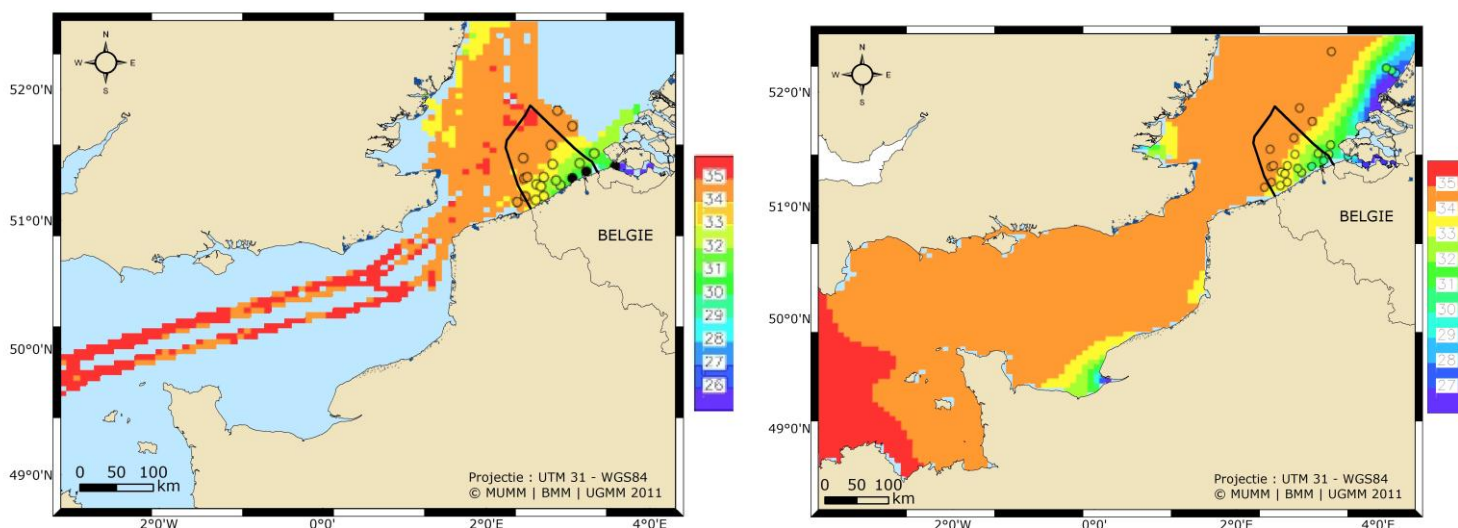
Figuur 2.9 toont de langdurige gemiddelde saliniteitsverdeling in het zuidelijk deel van de Noordzee en in het Kanaal. Het verschil tussen regenval en verdamping is verwaarloosbaar op deze schaal, zodat de saliniteit in de kustzone vooral beïnvloed wordt door de aanvoer van zoet water uit de grote rivieren.

De rivierpluimen van de Schelde, Seine, Rijn en Maas, die tussen 10 en 40 km breed kunnen zijn, en van enkele kleinere rivieren, zijn langs de kust zichtbaar. De saliniteit

kan er variëren tussen 25 en 32. Ter vergelijking, het zeewater dat het Kanaal binnenkomt, heeft een zoutgehalte van ongeveer 35.

De veranderingen in saliniteit in de kustzone zijn het gevolg van meteorologische processen (wind, neerslag, zoetwaterdebiet van rivieren) die een seizoenale cyclus vertonen.

De kustzone is vertikaal goed gemengd, en dus zijn ook de verticale variaties in zoutgehalte meestal beperkt ($< 0,2$).



Figuur 2.9: Gemiddelde saliniteit in het zuidelijk deel van de Noordzee en het Engels Kanaal. Links: gemeten aan boord van de Belgica in de periode 2005-2010. Rechts: gemodelleerd over de periode 1993-2010 (herberekend volgens Lacroix *et al.* 2004). De gemiddelde *in situ* gemeten waarden worden weergegeven in de cirkels.

2.1.7. Watermassa's en verblijftijd

In de kustzone is het nuttig om het concept watermassa in functie van haar oorsprong te definiëren. Dit laat toe om de herkomst van verschillende vervuilende passieve stoffen opgelost in zeewater te bepalen.

Het transport van watermassa's wordt voornamelijk gestuurd door enerzijds de residuele getijdenstroming en anderzijds door de stromingen veroorzaakt door de wind. Bij zwakke wind, verloopt het residueel transport in de Belgische kustzone typisch van Frankrijk naar Nederland. Echter, de halfdagelijkse oscillatie van de getijdenstromingen verhoogt de horizontale verspreiding van de watermassa's significant (Lacroix *et al.* 2004). Deze verspreiding is belangrijker in de richting parallel aan de kust en kan een oorzaak zijn van transport van een watermassa, zout en andere nutriënten in de tegengestelde richting van de residuele stromingen (zie figuur 2.3).

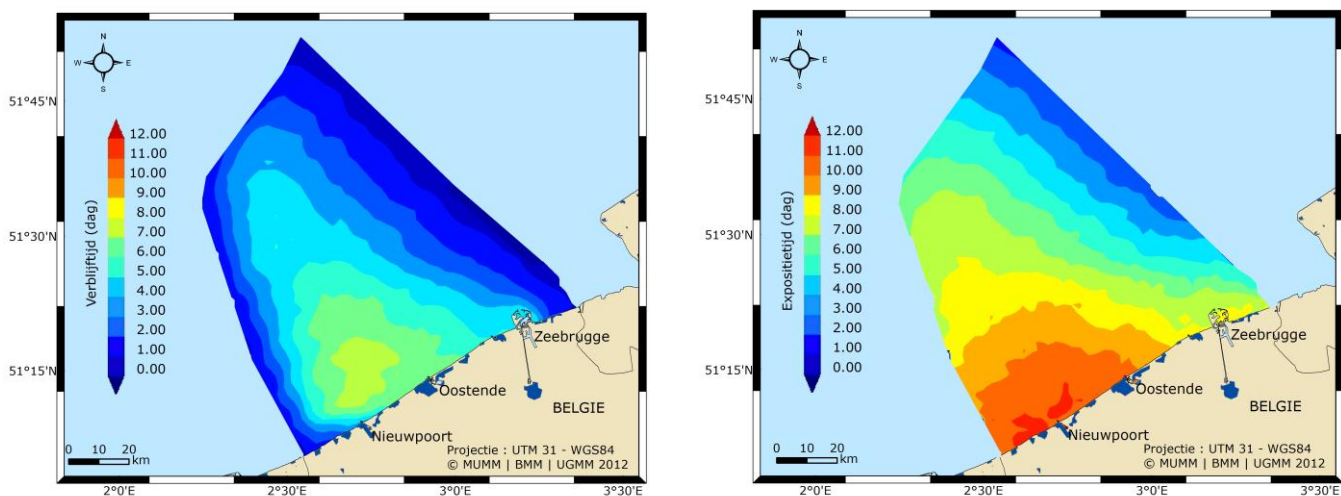
Modellen tonen aan dat een staal zeewater afkomstig van ver uit de kust voor meer dan 95 % bestaat uit water van de Atlantische oceaan. De andere bijdragen komen van

zoetwater toevoer van de Schelde, Rijn/Maas, Seine en andere kleinere rivieren (Lacroix *et al.* 2004).

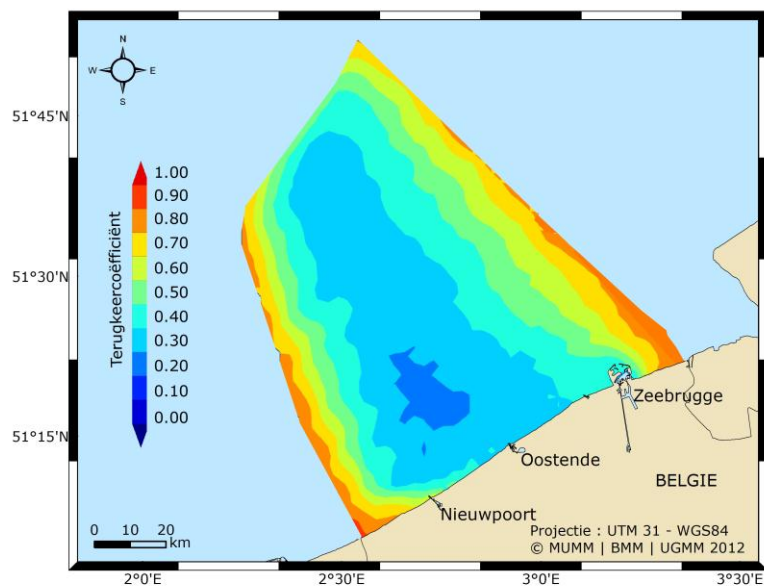
Het relatieve belang van de bijdrage van de Seine verhoogt significant zodra de stalen verder van de kust genomen worden. Eveneens op het grootste deel van de Belgische kustzone, is de invloed van de watermassa's van de Rijn en de Maas minstens even groot als die van de Schelde.

De verblijftijd θ_r is de gemiddelde tijd die een watermassa binnen een domein nodig heeft om het domein een eerste keer te verlaten. De expositietijd θ_e is de gemiddelde tijd die een watermassa in een gebied blijft. De expositietijd is groter dan de verblijftijd als, eens uit het gebied, de watermassa terug in het gebied binnen komt. Deze terugkeercoëfficiënt kan gedefinieerd worden als $(\theta_r - \theta_e)/\theta_e$ (de Brye *et al.* 2011). De coëfficiënt is 0 als geen enkel waterdeel terugkeert naar het gebied, en wordt 1 als alle watermassa's terugkeren naar het berekende gebied.

Zoals getoond in de figuren 2.10 en 2.11, ligt de verblijftijd voor het BCP ergens tussen 0 en 7 dagen. De expositietijd is tussen 1 en 11 dagen en de terugkeercoëfficiënt tussen 0,2 en 0,9. Deze cijfers tonen aan dat het BCP een open zone is, die sterk beïnvloed wordt door de naburige gebieden.



Figuur 2.10: Verblijftijd (links) en expositietijd (rechts) voor het BCP.



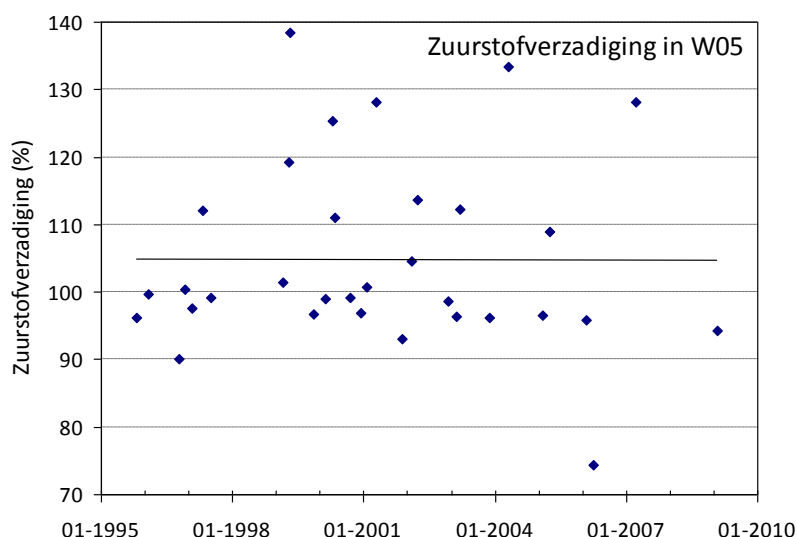
Figuur 2.11: Terugkeercoëfficiënt voor het BCP.

2.1.8. Nutriënten en zuurstof

Nutriënten en zuurstof zijn twee van de belangrijkste elementen waarop het mariene ecosysteem steunt. Om aan fotosynthese te kunnen doen en dus te groeien, heeft het fytoplankton licht en nutriënten nodig (stikstof N, fosfor P, en voor de diatomeeën opgelost silicium Si). Hoewel de biomassa van de waterplanten in haar geheel slechts 1% uitmaakt van de biomassa van alle planten op aarde, vindt 40 % van de jaarlijkse fotosynthese op aarde plaats in een wateromgeving. Ondanks een grote aquatische productiviteit heeft dit opslagverschil te maken met het feit dat de ééncellige zeealgen een korte levensduur hebben die varieert tussen 1 week en 1 jaar afhankelijk van de soort, daar waar de biomassa van de planten aan land van jaar tot jaar opgeslagen kan worden. Zoals bij de systemen aan land wordt een deel van het organische materiaal dat tijdens de fotosynthese aangemaakt wordt, doorgegeven naar de hogere voedingsniveaus (zoöplankton, zoöbenthos, vissen, zeezoogdieren, vogels). Na het afsterven van het fytoplankton wordt het organische materiaal dat niet naar de voedselketen overgedragen wordt, door bacteriën afgebroken. Tijdens dit recyclageproces wordt opgeloste zuurstof verbruikt en wordt het organische materiaal opnieuw omgezet in anorganische nutriënten (N en P).

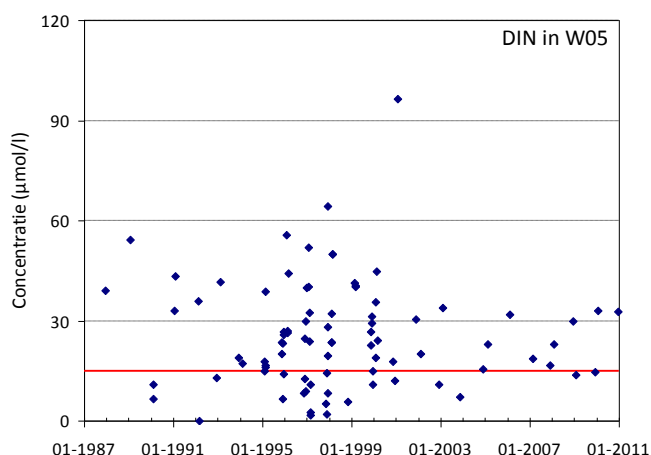
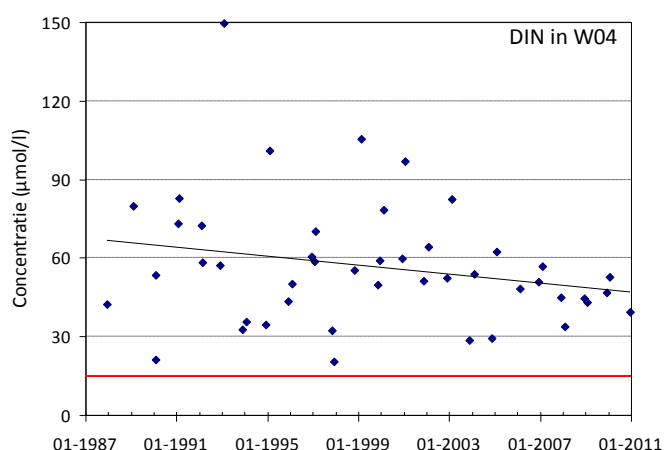
Nutriënten en zuurstof zijn op het BCP zeer belangrijk voor de problematiek van de eutrofiëring, een fenomeen dat het rechtstreekse gevolg is van een overmaat aan voedingsstoffen en wat tot tekort aan of zelfs afwezigheid van zuurstof kan leiden. Nutriënten- en zuurstofgehalten worden sinds jaren opgevolgd in het kader van de analyse en bestrijding van eutrofiëring in het gebied bepaald door het Verdrag inzake de bescherming van het marien milieu van de noordoostelijke Atlantische Oceaan (OSPAR verdrag).

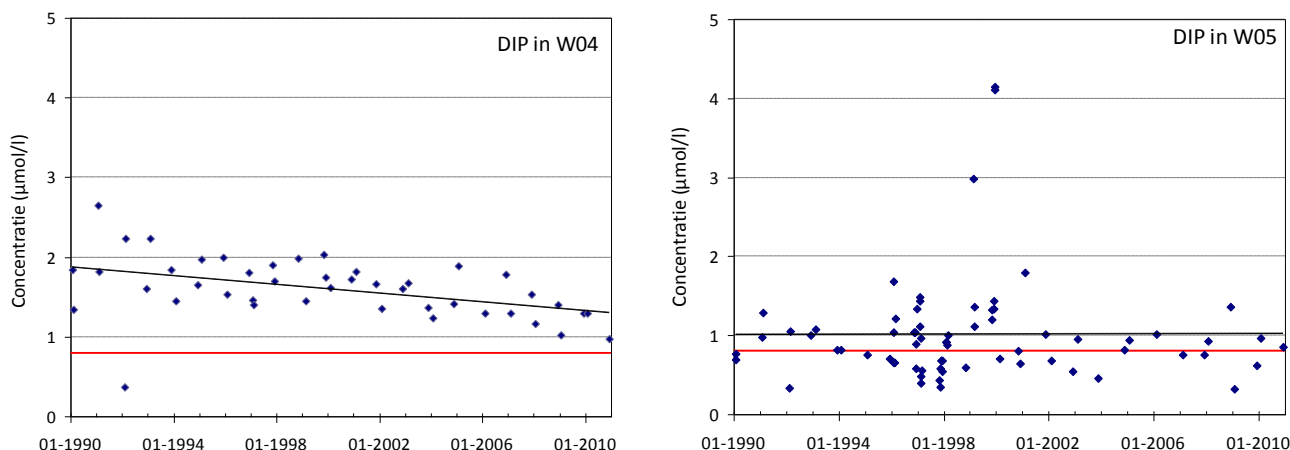
Ondanks het feit dat de nutriëntengehalten de grenswaarden gespecificeerd binnen OSPAR overschrijden, geeft dit geen aanleiding tot een gebrek aan zuurstof in de kustwateren, zelfs niet tijdens de voorjaarsbloei. Dit wordt geïllustreerd in figuur 2.12 die de evolutie van de zuurstofverzadiging in de periode 1995-2010 toont. De grafiek toont duidelijk aan dat de toestand goed is (zuurstofverzadiging blijft boven 70 %) en stabiel blijft.



Figuur 2.12: Zuurstofverzadiging van de Belgische kustwateren in de periode 1995-2010.

In de gehele Belgische kustwateren werden de concentraties opgeloste anorganische stikstof en fosfor (DIN Dissolved Inorganic Nitrogen en DIP Dissolved Inorganic Phosphorus) vergeleken met hun grenswaarden. De winterwaarden van DIN en DIP overschrijden in belangrijke delen van de kustwateren de grenswaarden van 15 $\mu\text{mol/l}$ en 0,8 $\mu\text{mol/l}$. De DIN en DIP-concentraties, alsook de siliciumconcentratie, zijn het hoogste ter hoogte van de Scheldemonding en nemen af in zuidwestelijke richting.





Figuur 2.13: DIN- en DIP-concentraties van 1988 tot 2010 in station W04 (Zeebrugge, invloed van de Schelde) en W05 (verder van de kust). Rode lijn geeft de grenswaarde weer en de zwarte de trend.

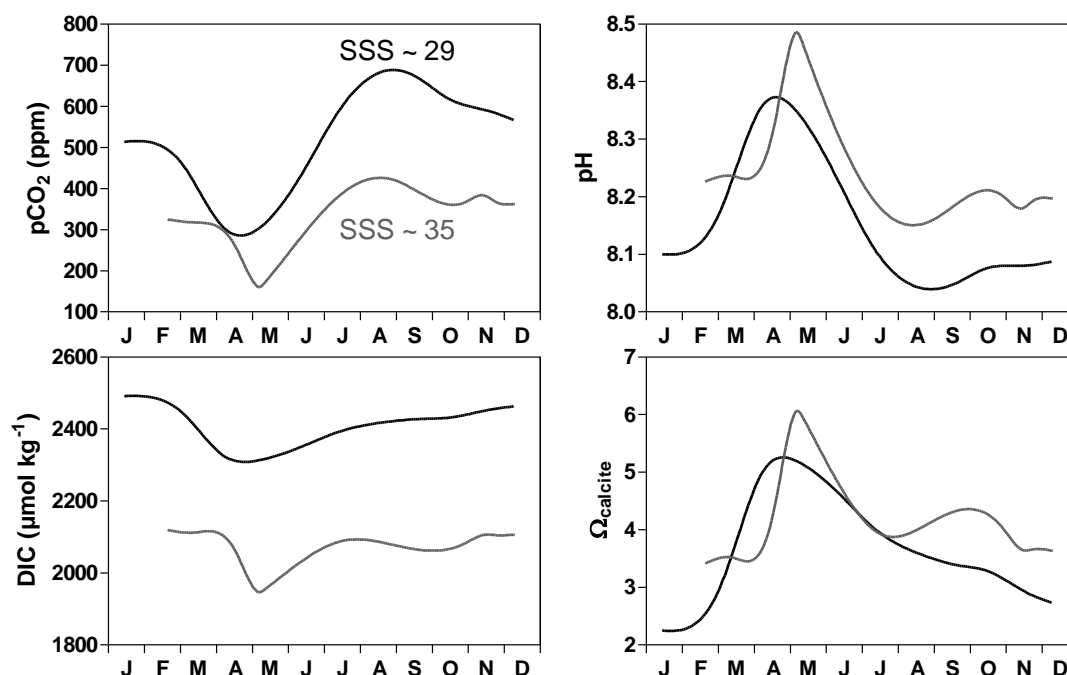
Tussen 1974 en 2010 kon er geen statistisch significante trend in DIN-concentraties worden waargenomen. Wel vond er een verschuiving plaats in de balans tussen nitraat/nitriet en ammonium en trad er een lichte afname op in siliciumconcentraties. De meest opvallende trend is de significante afname van de DIP-concentraties die verklaard kan worden door een afname van P-vracht. Deze evolutie resulteerde in belangrijke verschuivingen in de onderlinge verhoudingen die bepalend zijn voor de groei van fytoplankton en diatomeeën. De afname van de DIP-concentraties resulteerde in een sterk overwicht van DIN over DIP en Si. Concreet betekent dit dat de fosfaatconcentratie momenteel de limiterende factor voor fytoplanktongroei vormt en de siliciumconcentratie de limiterende factor voor diatomeeën is.

2.1.9. pH, pCO₂ en verzuring van de zee

De koolstofchemie werd onderzocht met behulp van *in situ* metingen (Borges en Frankignoulle 1999, 2002, 2003; Schiettecatte *et al.* 2006; Borges *et al.* 2008) en modellering (Gypens *et al.* 2004, 2009, 2011; Borges en Gypens 2010). De koolstofchemie wordt sterk beïnvloed door de zoetwaterpluim van de Schelde en andere rivieren, met een saliniteit gelegen tussen ongeveer 29 en 34. Hierdoor ontstaan sterke ruimtelijke gradiënten in koolstofchemie zoals wordt getoond in figuur 2.14 waar gegevens van de Scheldemonding vergeleken worden met deze genomen verder op zee. De waterkolom is gedurende het hele jaar goed gemengd zodat er ook geen verticale gradiënten in de koolstofvariabelen optreden.

De seizoenale variaties in koolstofchemie-parameters worden veroorzaakt door opname en het vrijgeven van CO₂, zoals wordt aangetoond door de positieve correlatie tussen de partiële CO₂-druk (pCO₂) en de opgeloste anorganische koolstof (DIC), en de negatieve correlatie tussen pCO₂ en pH, en pCO₂ en de calciëtsaturatie. De belangrijkste factor hierbij zijn: de toevoer van water met lage PH en hoge CO₂ vanuit het Schelde-estuarium, wat tot lage pH en hoge pCO₂-waarden in de winter leidt; de fytoplanktonbloei in de lente, die aanleiding geeft tot lage pCO₂ en hoge pH-waarden; de afbraak van organisch materiaal later tijdens de zomer en herfst, wat leidt tot een maximale pCO₂ en minimale pH-waarden in de herfst. Naast de CO₂, worden

ook de DIC-waarden gecontroleerd door de aanvoer van hoog alkalien water vanuit de Schelde (Frankignoulle *et al.* 1996; Borges *et al.* 2008).



Figuur 2.14: Klimatologische seizoenale variaties van partiële CO₂-druk (pCO₂), pH, opgelost anorganisch koolstof (DIC) en calcietsaturatie (Ω_{calciet}) aan de Scheldemonding (oppervlaktesaliniteit ongeveer 29) en in het meest offshore deel van het BCP (oppervlaktesaliniteit ongeveer 35) (Borges en Franignoulle 1999, 2002 en Borges *et al.* 2008).

Met de bestaande tijdseries is het niet mogelijk om langdurige (10-100 jaar) veranderingen in koolstofchemie te bestuderen. Biogeochemische modellen laten echter toe om historische reconstructies te maken. Veranderingen in de koolstofcyclus voor de periode 1951 tot 1998 tengevolge van een toename van de atmosferische CO₂ en van de nutriëntenaanvoer door rivieren werden bestudeerd met het R-MIRO-CO₂ model (Gypens *et al.* 2009; Borges en Gypens 2010). Tussen 1951 en 1998 kunnen drie periodes onderscheiden worden op basis van de N- en P-vrachten door rivieren, de kwaliteit van nutriëntenaanrijking (gedefinieerd als de verhouding DIN:PO₄ tijdens de winter), de totale primaire productie (GPP), de netto productie op schaal van de gemeenschap (NCP) en de lucht-zee CO₂-fluxen.

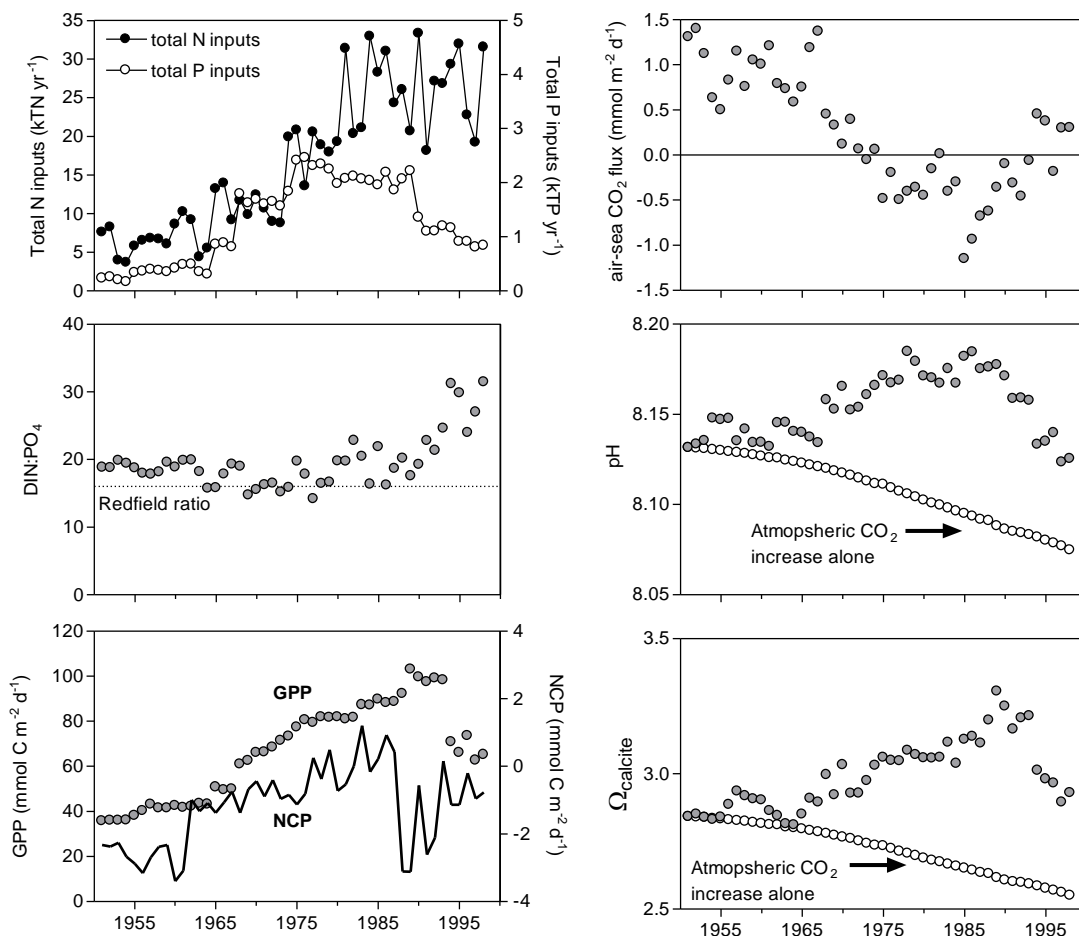
Van 1951 tot 1965 was de jaarlijkse toename aan nutriëntentoevoer uit rivieren en van de GPP gering en bleven de NCP en de lucht-zee CO₂-fluxen stabiel. Van 1965 tot 1990 steeg de nutriëntentoevoer en beantwoordde de winterverhouding DIN:PO₄ ongeveer aan de fytoplanktonbehoeften (Redfield-verhouding = 16:1) waardoor de GPP en NCP verhoogden en het BCP veranderde van een CO₂-bron, naar een put voor atmosferische CO₂. Van 1990 tot 1998 leidde de vermindering van de totale P-vracht van de rivieren (vooral te wijten aan het verdwijnen van polyfosfaten uit wasproducten) tot winterverhoudingen DIN:PO₄ boven de Redfield-verhouding waardoor P een limiterende factor werd en een vermindering in primaire productie

optrad. Het BCP veranderde van een netto autotroof tot een netto heterotroof systeem en van een put naar een bron van atmosferische CO₂.

Tussen 1965 tot 1990, toen de nutriëntentoevoer uit de rivieren steeg en de winterverhouding DIN:PO₄ ongeveer overeenkwam met de Redfield-verhouding, stegen pH en Ω_{calciet} tengevolge van de toename in GPP. Na 1990 verminderde de GPP en daalden ook pH en Ω_{calciet} . Daardoor had eutrofiëring en de bijhorende veranderingen in de koolstofcyclus (stijging van GPP, en een verschuiving van netto heterotrofie naar netto autotrofie) een effect op de mariene koolstofchemie die deze van de verzuring van oceanen neutraliseerde.

Na 1990, wanneer GPP terug daalde, was de vermindering in pH en Ω_{calciet} significant groter dan wat verwacht kon worden uit enkel de toename aan atmosferische CO₂. De trends na 1990 worden verklaard door de snelle verandering van het ecosysteem van netto autotrofie naar netto heterotrofie, gerelateerd aan de stijging van de voor de primaire productie limiterende winterverhouding DIN:PO₄. Deze verschuiving naar netto heterotrofie leidde tot een netto jaarlijkse CO₂-productie op ecosysteemniveau, met een sterk effect op de mariene koolstofchemie. Dit benadrukt dat veranderingen in nutriëntenvracht van rivieren door beheersmaatregelen de koolstofcyclus in de kustzone sterk kunnen veranderen, zodanig zelf dat tijdelijk grotere veranderingen in koolstofchemie ontstaan dan deze veroorzaakt door de verzuring van de oceaan.

Gebaseerd op bestaande data (zie boven en niet gepubliceerde van Borges), vertoont de huidige situatie dezelfde patronen als deze van eind jaren 1990: netto heterotrofie, netto CO₂-emissie naar de atmosfeer, veranderingen in koolstofchemie zijn sneller dan wat verwacht wordt uit toename van enkel de atmosferische CO₂.



Figuur 2.15: Evolutie tussen 1951 en 1998 berekend met het R-MIRO-CO₂-model van de jaarlijkse totale N en P-vrachten vanuit de Schelde, winter DIN:PO₄ verhouding; totale primaire productie (GPP), netto productie op schaal van de gemeenschap (NCP), lucht-zee CO₂-fluxen, pH en calcietsaturatie (Ω_{calciet}) (naar Gypens *et al.* 2009; Borges & Gypens 2010).

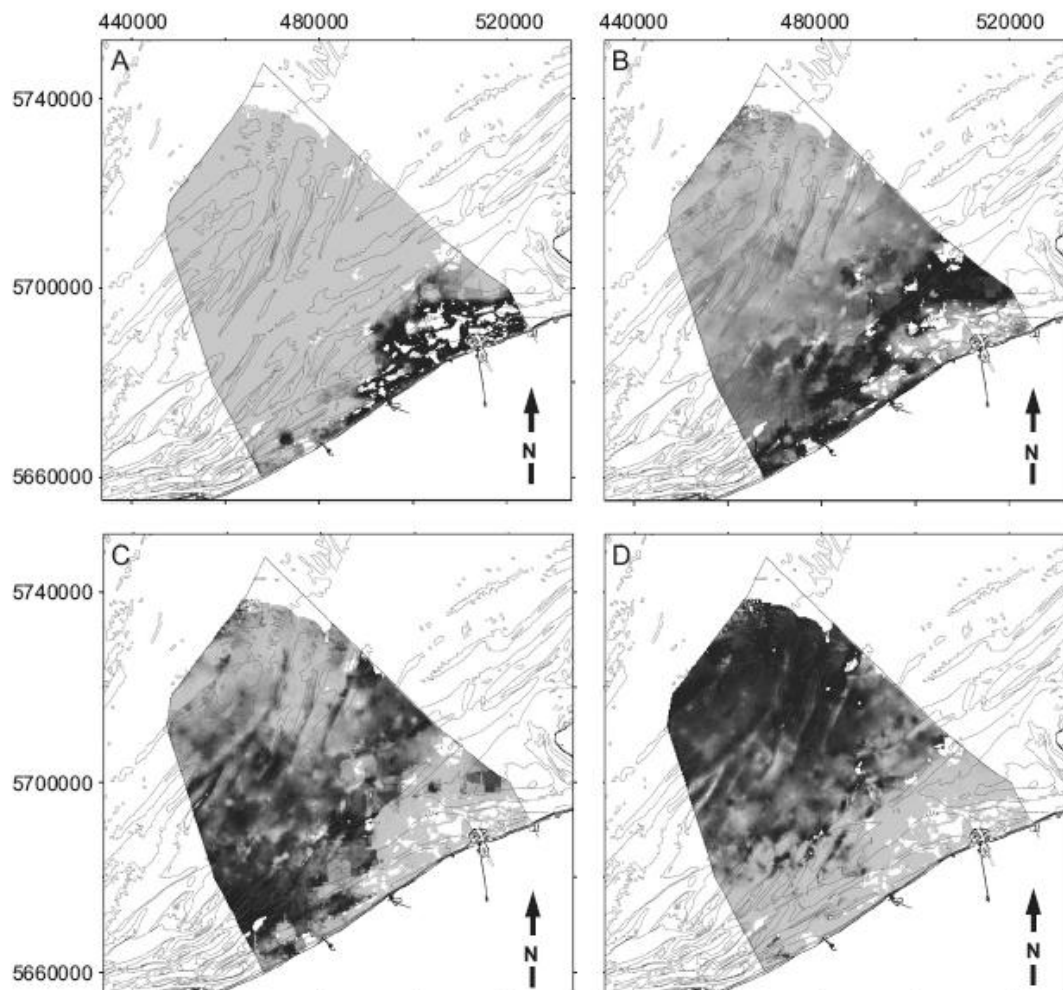
2.2. Habitattypes

Kenmerkend voor het BCP is de aanwezigheid van een complex systeem van zandbanken. Op basis van hun oriëntatie en diepte worden vier zandbanksystemen onderscheiden. Het meest nabije systeem, de Kustbanken, ligt parallel met de kustlijn en strekt zich uit tussen het strand en enkele kilometers in zee. Bij laagwater bevinden de toppen van deze zandbanken zich op nauwelijks enkele meters diepte. Soms vallen enkele toppen bij laagwater zelfs droog. De Vlaamse Banken bestaan uit een serie van parallelle, zuidwest-noordoost georiënteerde banken. De banken bevinden zich op ongeveer 10 tot 30 km uit de kust. Bij laagwater liggen de banktoppen op gemiddeld vier meter diepte. Parallel met de kustlijn en op een afstand van 15 tot 30 km vinden we de Zeelandbanken of Zeeuwse Banken. De toppen van deze banken liggen – op een uitzondering na – beneden de 10 m dieptelijn. Als laatste bevinden de Hinderbanken zich 35 tot 60 km van de kust. Deze zandbanken zijn zuidwest-

noordoost georiënteerd en bevinden zich, net als bij de Zeelandbanken, beneden de 10 m dieptelijn.

2.2.1. Zeebodem

De mobiele substraten op het BCP bestaan uit een gradiënt van sedimenttypes variërende van cohesief slib over fijne zanden naar grovere permeabele sedimenten. Deze sterke gradiënt in sedimentsamenstelling is verantwoordelijk voor de relatief hoge diversiteit aan benthische biotopen. Er zijn vier subtidale benthische biotopen, genoemd naar de kenmerkende macrobenthische organismen: de *Macoma balthica* biotoop, de *Abra alba* biotoop, de *Nephtys cirrosa* biotoop en de *Ophelia limacina* biotoop. Deze biotopen worden elk bewoond door een specifieke macrobenthische, epibenthische en visfauna.



Figuur 2.16: Voorspelde verspreiding van de vier subtidale macrobenthische biotopen: licht grijs, lage kans op voorkomen; donker grijs, hoge kans op voorkomen; wit, niet voorspeld. A, *Macoma balthica* biotoop; B, *Abra alba* biotoop; C, *Nephtys cirrosa* biotoop; D, *Ophelia limacina* biotoop (Degraer *et al.* 2008). Projectie UTM 31N – WGS84.

Naast deze mobiele substraten dagzomen op verschillende plaatsen niet-mobiele bodems, zoals tertiaire klei- en turfbanken en grindbedden. Ook deze habitattypes worden gekenmerkt door een specifieke fauna, op basis waarvan verschillende biotopen werden afgelijnd. De *Barnea candida* biotoop is gekend van tertiaire kleibanken in de kustzone maar wordt evenzeer verwacht in offshore turfbanken. Daar waar alle hiervoor besproken biotopen typisch worden bevolkt door ingegraven en aan het oppervlak vrijlevende fauna, vormen de grindbanken de biotoop voor vastzittende en hiermee geassocieerde organismen.

Op vele plaatsen bevinden zich eveneens artificiële harde structuren, waaronder golfbrekers, scheepswrakken, havenmuren en recentelijk ook offshore windmolenparken. De fauna van deze biotopen is structureel nauw verwant aan deze van de natuurlijke harde substraten, i.e. de grindbedden. Verschillen met de grindbedden worden bepaald door o.a. het type van substraat, hun geografische ligging en de blootstelling aan stromingen.

2.2.2. Waterkolom

De waterkolom, beter gekend als het pelagiaal, is de grootste mariene biotoop van België. Bovenaan het pelagiaal bevindt zich de fotische zone, waar het plantaardige fytoplankton aan fotosynthese doet. Dit fytoplankton vormt de basis van het pelagische voedselweb en wordt gepredeerd door het zoöplankton, dat op zijn beurt een cruciale rol speelt voor hogere trofische niveaus (vissen). Het zoöplankton bestaat uit kleine dierlijke organismen die vrij in de waterkolom leven. Er wordt onderscheid gemaakt tussen holoplankton (leven hun ganse leven in de waterkolom) en meroplankton (spenderen slechts een gedeelte van hun leven in de waterkolom). Veel benthische organismen hebben meroplanktonische larven, wat maakt dat er een duidelijke koppeling bestaat tussen het pelagische en benthische ecosysteem. Op het BCP vinden we verschillende planktongemeenschappen dicht bij de kust, en verder in dieper water waar minder detritus in de waterkolom zweeft, en instroom van Atlantisch water zorgt voor meer aanwezige oceanische zoöplanktonsoorten (vb. krill). Het holoplankton wordt vooral gedomineerd door calanoïde copepoden (*Temora longicornis*, *Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Paracalanus parvus*, *Calanus helgolandicus*). Een tweede belangrijke holoplanktonische groep zijn de kwallen, zoals de sterk uitbreidende invasieve ribkwal *Mnemiopsis leidyi*. Belangrijke meroplanktonische groepen zijn larven van krabben, garnalen, vissen en stekelhuidigen.

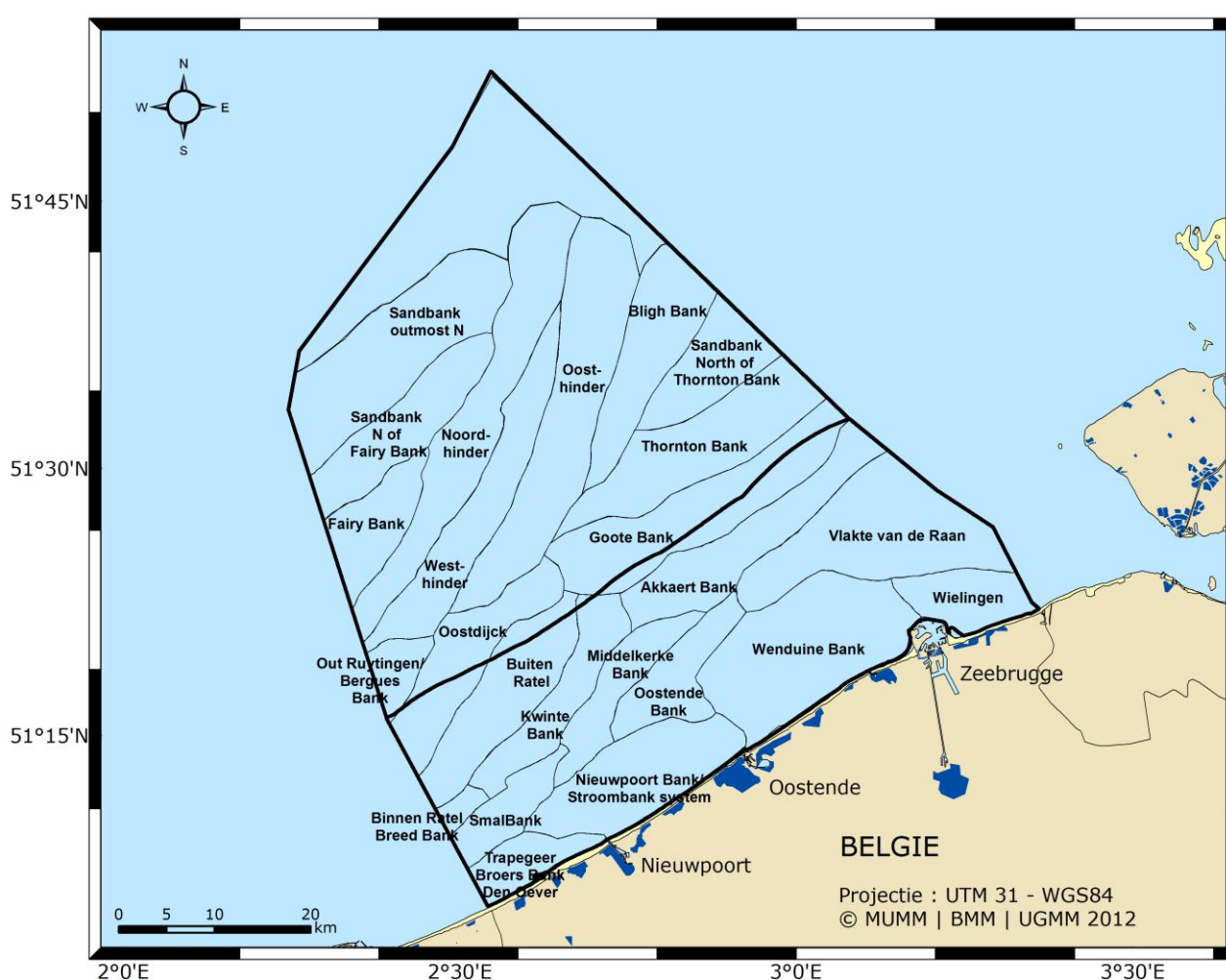
Het zoöplankton staat op het menu van migrerende pelagische vissoorten als haring, sprout, makreel en horsmakreel. Juveniele haring en sprout komen jaarrond algemeen voor langs onze kustbanken. Adulte haring kan in het najaar waargenomen worden, de vissen zijn dan op weg naar paaigebieden in het Kanaal (grote scholen). 's Zomers en in de herfst duiken twee andere pelagische sleutelsoorten op, namelijk makreel en horsmakreel. Horsmakreel plant zich voort op het BCP, de juvenielen zijn zeer abundant in de offshore pelagische visgemeenschap.

Het pelagiaal speelt door diens kraamkamerfunctie en hoge turnover een sleutelrol in het functioneren van ons mariene voedselweb, maar het is sterk onderhevig aan wijzigingen in zeewatertemperatuur, oceanische instroom en concentraties van nutriënten.

2.2.3. Bijzondere habitats (Habitatrichtlijn)

Twee Habitatrichtlijn Annex 1 habitattypes komen voor op het BCP: permanent met zeewater overspoelde zandbanken (habitatype 1110) en riffen (habitatype 1170).

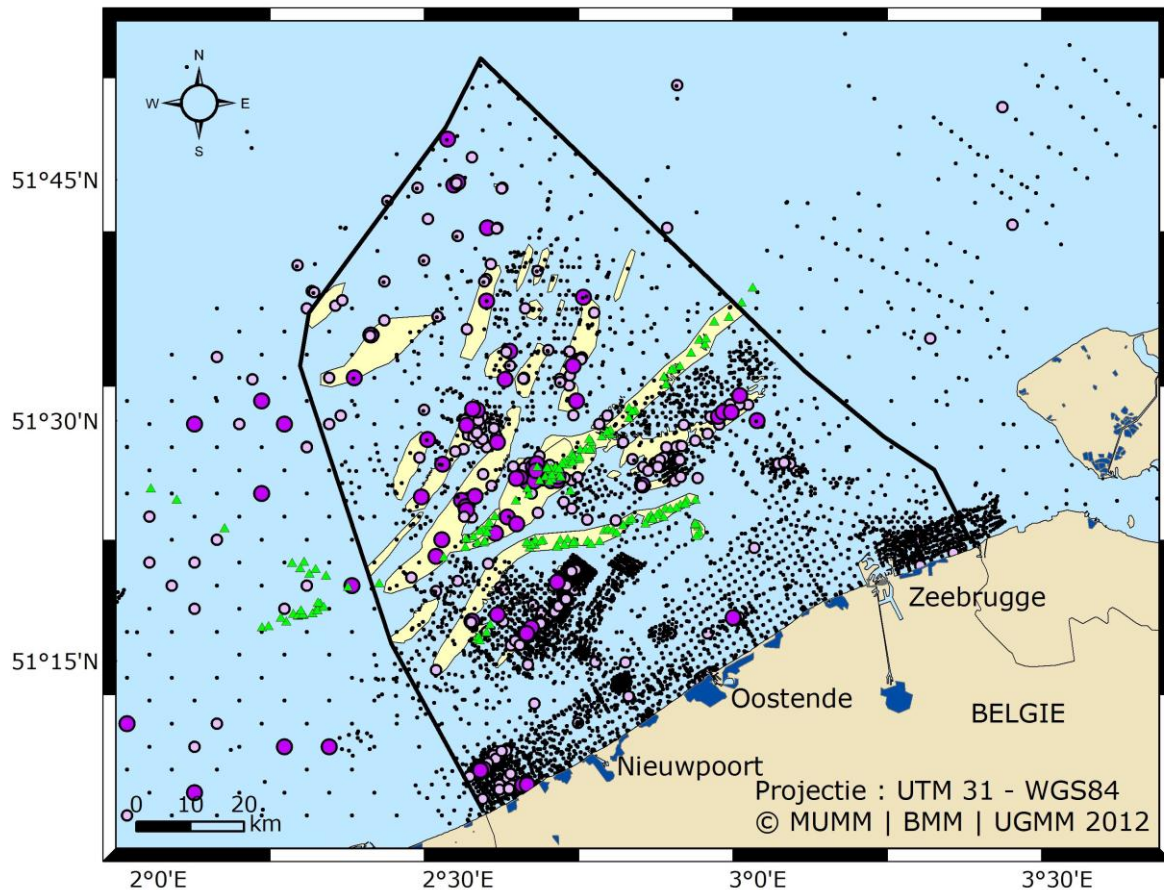
Habitatype 1110 wordt omschreven als het structureel en functioneel ondeelbaar geheel van zandbanktop en flankerende geulen, zoals morfologisch te onderscheiden aan de hand van bathymetrische kaarten. Aangezien nagenoeg het volledige BCP vanuit morfologisch oogpunt als een zandbank-geulen systeem moet worden beschouwd, strekt dit habitatype zich uit over 3148 km². Enkel in het noordelijk deel gaan de zandbanken geleidelijk over in een zandgolvenveld, waardoor dit gebied niet als Habitatype 1110 wordt geklasseerd. 24 zandbanksystemen worden onderscheiden.



Figuur 2.17: Ruimtelijke verspreiding van habitatype 1110 met aanduiding van de 24 zandbanksystemen (Degraer *et al.* 2009).

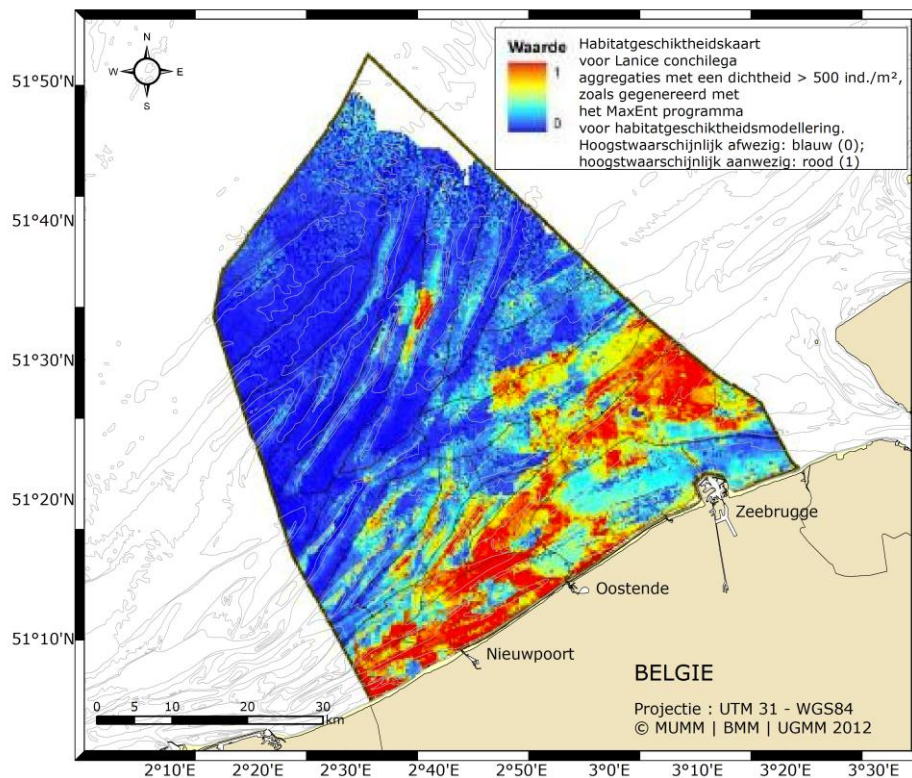
Verder komen ook twee habitattypes 1170 geassocieerd met habitatype 1110 voor: de geogene grindbedden en de biogene *Lanice conchilega* aggregaties. Grindbedden worden algemeen erkend als gebieden met bijzondere ecologische waarde: ze

herbergen een rijke fauna en flora met een hoge soortenrijkdom op de stenen. Zo blijkt de Europese oester *Ostrea edulis*, een in de zuidelijke Noordzee met uitsterven bedreigde en riffenvormende soort, sterk afhankelijk van grindbedden is. Grindbedden vervullen ten slotte een belangrijke functie als broed- en kinderkamer voor diverse soorten vis.



Figuur 2.18: Kartering van potentiële grindgebieden (gele zones), staalnamegebieden (paars), geobserveerde grindblokken (groen) (Degraer *et al.* 2009).

Aggregaties van de schelpkokerworm *L. conchilega* veroorzaken lokale sedimentaccumulaties, waardoor duidelijk afgelijnde structuren met specifieke fysische kenmerken ontstaan. Binnen deze aggregaties is de macrobenthische soortenrijkdom vier tot zes keer en de macrobenthische dichtheid tot 34 keer hoger in vergelijking met het omringende sediment. De aggregaties fungeren verder als belangrijke foerageer- en schuilplaats voor o.a. juveniele platvissen.



Figuur 2.19: Habitatgeschiktheidskaart voor *Lanice conchilega* aggregaties met een dichtheid > 500 ind./m² zoals gegenereerd met het MaxEnt programma voor habitatgeschiktheidsmodellering. Hoogstwaarschijnlijk afwezig: blauw (0); hoogstwaarschijnlijk aanwezig: rood (1) (Degraer *et al.* 2009).

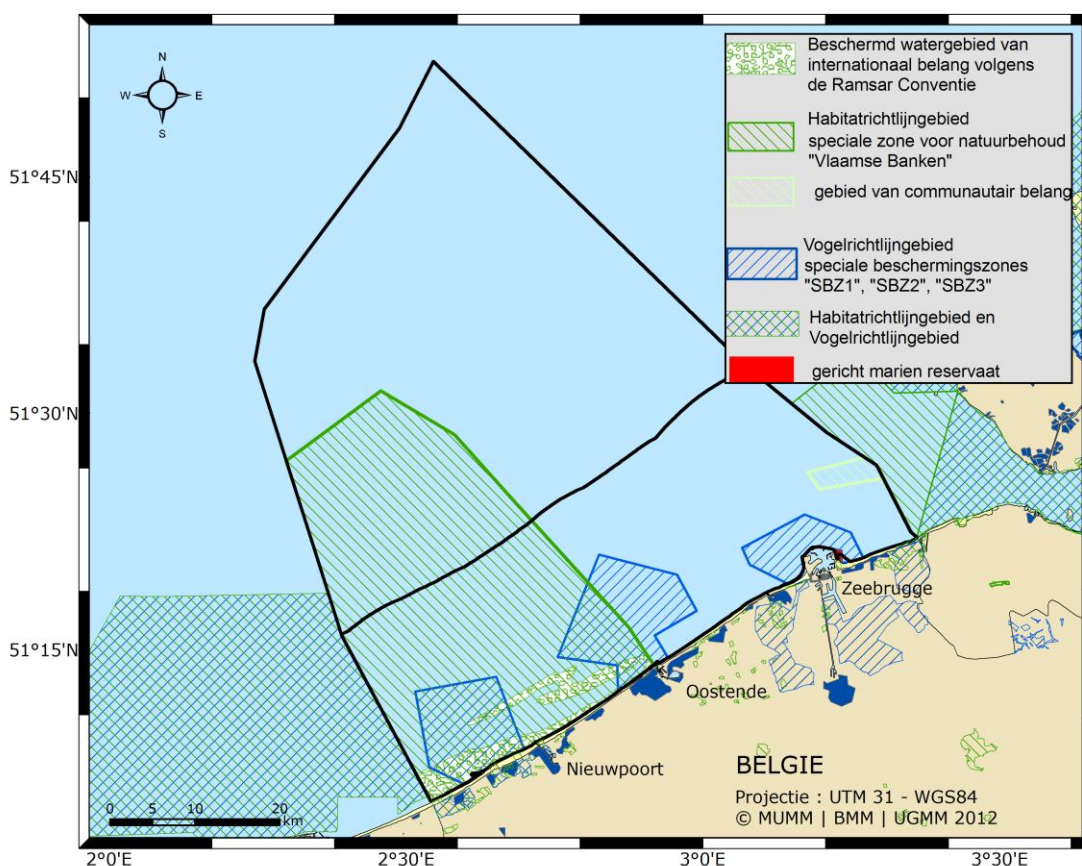
2.2.4. Habitats die een specifiek beschermingsregime vereisen

Gebaseerd op het voorkomen en verspreiding van het Habitatrichtlijn Annex 1 habitattype “permanent met zeewater overspoelde zandbanken” (habitattype 1110) werden al in 2004 twee mariene beschermde gebieden aangeduid: het Trapegeer-Stroombankgebied en de Vlakte van de Raan. In februari 2008 vernietigde de Belgische Raad van State de instelling van de Vlakte van de Raan. In 2010 werd het Trapegeer-Stroombankgebied op vraag van de Europese Unie uitgebreid: het aangeduide Vlaamse Banken gebied omvat zowel het habitattype 1110, als het hiermee geassocieerde habitattype 1170.

Tabel 2.1: Absolute oppervlakte aan Habitattypes 1110 “permanent met zeewater overspoelde zandbanken”, inclusief kenmerkende benthische biotopen, en 1170 “riffen” omvat door het Habitatrichtlijngebied “Vlaamse Banken”.

Habitatype / Biotoop	Oppervlakte
Habitatype 1110	1107 km ²
<i>Macoma balthica</i> biotoop	24 km ²
<i>Abra alba</i> biotoop	245 km ²
<i>Nephtys cirrosa</i> biotoop	521 km ²
<i>Ophelia limacina</i> biotoop	292 km ²
Habitatype 1170, geassocieerd met habitatype 1110	
Grindbedden	221 km ²
<i>Lanice conchilega</i> aggregaties	± 285 km ²

De geselecteerde zandbanken binnen het voorgestelde Habitatrichtlijngebied behoren allemaal tot de ecologisch meest waardevolle zandbanken voor wat betreft één of meerdere van de vier benthische biotopen. Het gebied omvat ook een aanzienlijk deel van de oppervlakte aan habitatype 1170. Naast het benthische belang van het Habitatrichtlijngebied staat het gebied ook bekend als kraamkamer voor o.a. commercieel belangrijke soorten vis.



Figuur 2.20: Geografische situering van de beschermde gebieden.

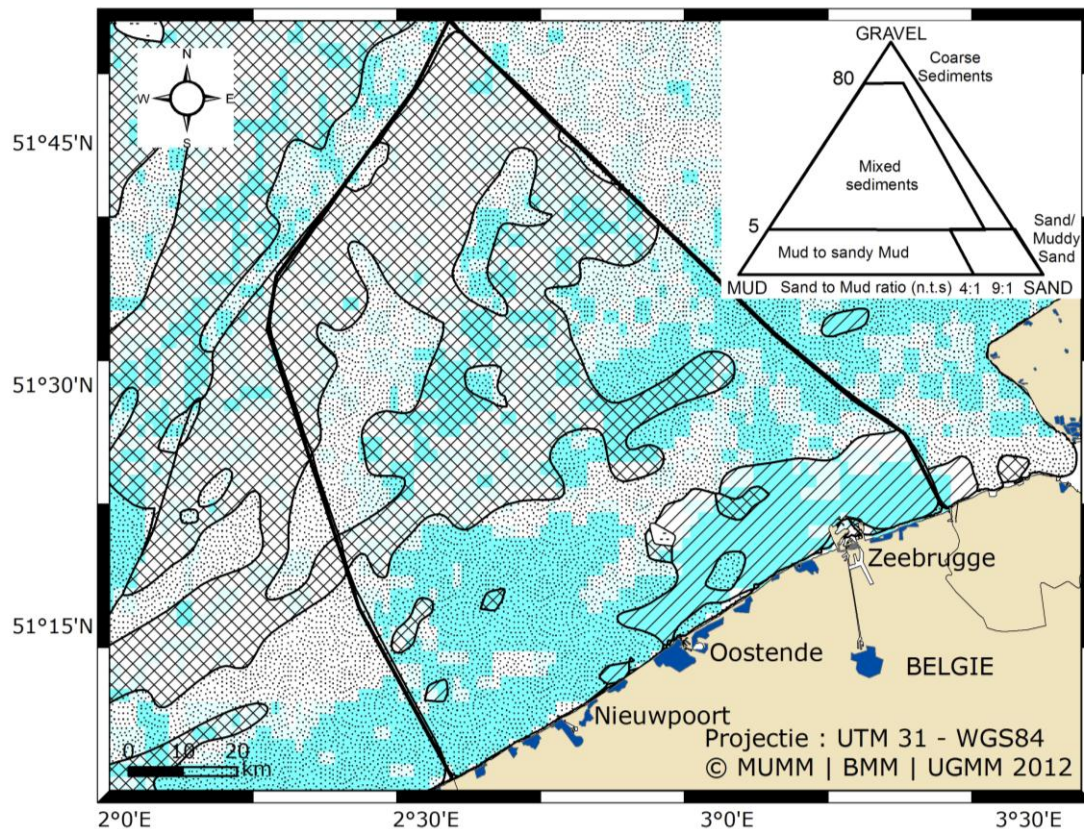
2.3. Biologische kenmerken

Mariene biodiversiteit is de verscheidenheid aan levende zeeorganismen en de ecologische complexen waarvan zij deel uitmaken. Hoe hoog de soortenrijkdom van mariene organismen op het BCP is, is moeilijk in te schatten. In het Noordzeebekken kennen wij een honderdduizendtal soorten, maar naar schatting zouden er niet minder dan 3 miljoen soorten leven. Op het BCP werden 2187 mariene soorten geteld (Vandepitte 2010). Wanneer we inzoomen op het macrobenthos (i.e. macroscopische organismen levend in en op de zeebodem), dan behoort het BCP zeker niet tot de meest rijke systemen van het Noordzeebekken (Rees *et al.*, 2007) en heeft het een regionaal typische lage soortenrijkdom. Toch werd in 2005 het aantal waargenomen macrobenthische soorten geraamd op 265 voor de mobiele substraten en 224 voor de niet-mobiele substraten (Degraer *et al.* 2006; Zintzen en Massin 2010).

2.3.1. Zeebodem

Het BCP bestaat uit drie grote substraattypes die ecologisch overeenstemmen met een EUNIS niveau 3 habitatclassificatie (figuur 2.21). EUNIS is een hiërarchisch systeem voor het classificeren van habitats in Europa en zijn omliggende zeeën. Er zijn 6 niveaus waarbij mariene habitats vooral onderverdeeld worden op basis van biologische zonatie (littoraal, infralittoraal, circalittoraal etc), substraatype, hydrodynamische energie (golfblootstelling, getijdekracht), oceanografische variabelen (saliniteit) en de typische biologische soorten.

EUNIS A5.1 habitats zijn grofkorrelige sedimenten; A5.2 zijn de zand tot slibbige zanden, A5.3 slib tot zandig slib, en A5.4 gemengde sedimenten (Van Lancker 2012). De grofkorrelige substraten omvatten de grindbedden, behalve de grote blokken die wel zijn meegenomen bij de grindkartering (figuur 2.18). De betrouwbaarheid van de aflijning van deze substraattypes neemt af in zeewaartse richting. Het voorkomen van EUNIS-niveau 3 mariene habitats is beschikbaar voor het noordoostelijk deel van de Atlantische Oceaan (Cameron & Askew 2011).



Figuur 2.21: De EUNIS niveau 3 habitats op het BCP. De kartering is gebaseerd op verhoudingen tussen de percentages grind, zand en slib (zie inzet) (n.t.s: not to scale): grofkorrelige sedimenten (geruit) bestaan ofwel uit $\geq 80\%$ grind, alsook uit sedimenten met een zand tot slibverhouding ≥ 9 ; zand tot slibbig zand (punten) bestaat uit $< 5\%$ grind en een zand/slibverhouding van ≥ 4 ; slib tot zandig slib (schuin gestreept) stemt overeen met $< 5\%$ grind, alsook een zand tot slibratio < 4 (Van Lancker 2012). De achtergrondkleur toont de betrouwbaarheid van de kartering: wit tot licht blauw: laag; blauw: hoog.

Zachte substraten

De macrobenthosgemeenschappen in de mobiele of zachte substraten, vormen een belangrijke indicator voor de gezondheid van het mariene ecosysteem. Er worden vier subtidale gemeenschappen onderscheiden, elk verbonden met een specifieke habitat: de *Macoma balthica* gemeenschap, de *Abra alba* gemeenschap, de *Nephtys cirrosa* gemeenschap en de *Ophelia limacina* gemeenschap (Degraer *et al.*, 2003, 2008; Van Hoey *et al.*, 2004). Deze gemeenschappen komen niet geïsoleerd van elkaar voor, er zijn graduele overgangen tussen de gemeenschappen.



Macoma balthica



Abra alba



Nephtys cirrosa



Ophelia limacina

Figuur 2.22: Habitus van de kenmerkende en beschrijvende soorten van de vier macrobenthosgemeenschappen, levend in de niet-mobiele of zachte substraten van het BCP.

Een zeer lage densiteit (gemiddeld 190 ind/m²) en soortenrijkdom (gemiddeld 5 spp/0,1 m²) typeert de borstelworm *O. limacina* gemeenschap, aan te treffen in medium- tot grofzandige bodems. Daarnaast is vooral de interstitiële borstelworm *Hesionura elongata* kenmerkend.

De borstelworm *N. cirrosa* gemeenschap bezit een lage densiteit (gemiddeld 402 ind/m²) en een lage soortenrijkdom (gemiddeld 7 spp/0,1 m²) en leeft typisch in fijn tot medium zandige sedimenten met zeer weinig slib. Daarnaast zijn andere kenmerkende soorten: het bulldozerkreeftje *Urothoe poseidonis* en het kniksprietkreeftje *Bathyporeia* spp.

Een lage soortenrijkdom (gemiddeld 7 spp/0,1 m²), maar vrij hoge densiteit (gemiddeld 967 ind/m²) kenmerkt de *M. balthica* gemeenschap (nonnetje), typisch voorkomend in slibbige sedimenten. De *M. balthica* gemeenschap is nauw verwant aan de *A. alba* gemeenschap: drie van de meest algemene soorten komen ook in de *A. alba* gemeenschap voor. Kenmerkende soorten zijn: de borstelwormen Cirratulidae en *Heteromastus filiformis*. De lagere soortenrijkdom van de oostelijke kustwateren, valt waarschijnlijk te verklaren door de hoge concentratie aan suspensiemateriaal.

De *A. alba* gemeenschap ten slotte wordt gekenmerkt door een hoge densiteit (gemiddeld 6432 ind/m²), een hoge soortenrijkdom (gemiddeld 30 spp/0,1 m²) en wordt typisch in slibrijk fijn zand aangetroffen. Kenmerkende soorten zijn de witte dunschaal *Abra alba*, de halfgeknote strandschelp *Spisula subtruncata*, en het tweetandsmosseltje *Mysella bidentata*, het hongerlijdertje *Pariambus typicus* en borstelwormen, zoals *Stenelais boa* en de “riffen”-bouwende schelpkokerworm *Lanice conchilega*. Binnen de *A. alba* gemeenschap wordt ook de invasieve Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* abundant aangetroffen (Houziaux *et al.* 2012). Deze soort werd bij ons voor het eerst waargenomen in 1987 en bereikt nu dichtheden van gemiddeld 9 ind/m² in kustwateren (Houziaux pers. comm.).



Figuur 2.23: Na storm spoelen exemplaren van de witte dunschaal *Abra alba* frequent aan. Op de foto zijn ook exemplaren van de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* en een nonnetje *Macoma balthica* te zien.

De benthische gemeenschappen vertonen belangrijke jaarlijkse variaties door seizoenale schommelingen, wisselend succes van rekrutering, koude winters en wijzigende sedimentsamenstelling (Van Hoey *et al.* 2007). De omvang en oorzaken van deze schommelingen blijven, onder meer door een gebrek aan een continuïteit in langetermijnmonitoring, grotendeels onbekend.

Binnen de *A. alba* gemeenschap werd bijvoorbeeld een verschuiving in gemeenschapsstructuur waargenomen tussen de periodes 1995-1997 en 1999-2003, die mogelijks werd veroorzaakt door veranderingen in het hydroklimatische Noordzeemilieu (Van Hoey *et al.* 2007). In de eerste (onstabiele) periode werd de gemeenschapsstructuur bepaald door e.g. het wisselende succes van rekrutering, koude winters en wijzigende sedimentsamenstelling, terwijl de tweede (stabiele) periode eerder werd gekenmerkt door de reguliere seizoenale schommelingen in gemeenschapsamenstelling. Andere voorbeelden van lange(re)-termijn variatie zijn de fluctuaties in aantallen en densiteiten van algemene soorten als de halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata*, de kokkel *Cerastoderma edule*, het zaagje *Donax vittatus*, de verschillende soorten platschelpen *Tellina* spp., het goudkammetje *Pectinaria koreni* en de schelpkokerworm *L. conchilega*.

Tijdens de laatste 2 decennia ondergingen de benthische gemeenschappen in de kustwateren drastische veranderingen als gevolg van de introductie van niet-inheemse soorten. Tegelijkertijd werden verschillende andere soorten, waaronder de otterschelp *Lutraria lutraria* en de gewone fuikhoorn *Nassarius reticulatus* plots veel talrijker. Ten slotte breidden een aantal zuidelijke soorten hun areaal uit tot in de Belgische kustwateren of werden ze er veel talrijker. Ondanks het feit dat veel van deze soorten massaal aanspoelen op onze stranden, blijven de meeste van deze veranderingen onopgemerkt tijdens het huidige onderzoek van benthos, waarschijnlijk omdat de gebruikte technieken bepaalde (vb. dieplevende) soorten niet of onder bemonsteren.

Op een langere termijn, toont een vergelijking van de actuele situatie met de fauna van tweekleppigen die verzameld werden door G. Gilson in het begin van de 20^{ste} eeuw (collectie KBIN), dat de situatie veranderd is (Van Lancker *et al.* 2012). Algemeen zien we een regressie van de pure zandsoorten (*Donax vittatus*, *Macra stultorum*, *Spisula solida*) en een duidelijke uitbreiding van de soorten die milieus met meer slib verkiezen (e.g. *A. alba*, *M. balthica*, *Fabulina fabula* en anderen). Deze observaties suggereren een aanslibbing van de kustsedimenten, waarschijnlijk door de toename van maritieme en havenactiviteiten. Het lijkt ook dat een toename in de gemiddelde rijkdom aan tweekleppigen heeft plaatsgevonden. Dit fenomeen kunnen we waarschijnlijk relateren aan de organische verrijking die sinds de tweede helft van de 20^{ste} eeuw, het zuidelijk deel van de Noordzee kenmerkt.

Deze zachte substraten hebben een belangrijk aandeel in het functioneren van het ecosysteem (Vanaverbeke *et al.* 2011; Braeckman 2011). Dit heeft vooral te maken met activiteiten van bioturbatie en bio-irrigatie die ook de aard van de macrobenthische gemeenschappen bepalen. Bioturbatie en bio-irrigatie (i.e. functionele diversiteit) zijn cruciale transportmechanismen voor de koolstof- en stikstofkringlopen in fijn zandige sedimenten die onderhevig zijn aan een hoge invoer van organisch materiaal. Een vermindering van bioturbators leidt tot een vermindering van het verwerken van organisch materiaal in de bodem, terwijl minder bio-irrigators leidt tot minder zuurstofuitwisseling en denitrificatie, wat in belangrijke mate stikstof-

eutroficatie compenseert in ondiepe zeeën. Deze kenmerken zijn belangrijk voor de integriteit van de zeebodem.

Vooraf de *Abra alba* gemeenschap omvat een aantal belangrijke bioturbators en bio-irrigators die een grote rol spelen in de globale nutriëntencyclus, en zo de densiteiten en diversiteiten van de infauna kunnen verhogen (Braeckman 2011). Hierbij is *L. conchilega* een belangrijke bio-irrigator met de sterkste impact op zuurstofuitwisseling in het sediment. Bij deze uitwisseling worden mineralisatieprocessen gestimuleerd: voedselafgave en denitrificatie worden met een factor 2 verhoogd t.o.v. bodems zonder fauna. Hoge densiteiten van *A. alba* zijn belangrijk voor het bioturbatiepotentieel, of het begraven van organisch materiaal, terwijl *L. conchilega* kolonies leiden tot een aanhoudende denitrificatie. Aldus, zijn zowel bioturbatie als bio-irrigatie van belang in het functioneren van het bentisch ecosysteem (Braeckman 2011). In cohesief slib is de uitwisseling in poriënwater beperkter dan in de fijne zanden waardoor slechts bepaalde gemeenschappen kunnen overleven (b.v. *M. balthica* gemeenschap).

Natuurlijke harde substraten

Uit verschillende studies, blijkt dat grindbedden een rijke fauna en flora herbergen met een hoge soortenrijkdom, zowel van infauna als van epifauna op de stenen (o.a. Kühne & Rachor 1969; Davoult & Richard 1988; de Kluijver 1991; Dahl & Dahl 2002; Van Moorsel 2003). Die rijke gemeenschappen kunnen zich maar ontwikkelen in het geval deze habitat niet al te sterk aan natuurlijke en/of antropogene verstoring onderhevig is.

Op het BCP werden vooral de grindbedden ter hoogte van de Hinderbanken en de Vlaamse Banken bestudeerd (Houziaux *et al.* 2008; Van Lancker *et al.* 2007). Grind wordt vooral aangetroffen in de geulen tussen de banken. Vooral de grindbedden ter hoogte van de Hinderbanken zijn belangrijk: uit historische gegevens uit de Gilson-collectie lijkt dat grindbedden op het einde van de 19^{de} eeuw het meest dominante habitattype in de geul tussen de Oost- en Westhinder waren en dat ze een zeer hoge biodiversiteit herbergden (Van Beneden 1883; Houziaux *et al.* 2008). Uit deze historische gegevens blijkt verder dat de verspreiding van de grindbedden duidelijk gecorreleerd kan worden aan de verspreiding van de Europese oester *Ostrea edulis* (Houziaux *et al.* 2008), een soort die momenteel nagenoeg uitgestorven is in de zuidelijke Noordzee. Vermoed wordt dat deze oesterbedden als bronpopulatie voor de intertidale oesterpopulaties fungeerden (Houziaux *et al.* 2008). De oesters waren, samen met de stenen, gekoloniseerd door een zeer diverse epifauna (e.g. *Pomatoceros triqueter*, *Sabellaria spinulosa*, *Haliclona oculata*, *Flustra foliacea*, *Alcyonidium* spp., *Alcyonium digitatum*, *Sertularia cupressina*, *Nemertesia* spp.) waartussen talrijke andere kleinere en meer mobiele soorten leefden. Ze vormden zodoende dé hotspot van bentische biodiversiteit op het BCP (Houziaux *et al.* 2008).

Uit vergelijking met de huidige soortensamenstelling van het macrobenthos kan worden afgeleid dat er zich heel sterke wijzigingen in soortensamenstelling hebben voorgedaan (Houziaux *et al.* 2008), o.a. (1) een waarschijnlijke wijziging van mosdiertjes (Bryozoa met o.a. *Flustra*, *Alcyonidium* spp.) naar een Hydrozoa gedomineerd systeem (o.a. gorgelpijp *Tubularia* spp.) en (2) een wijziging van een dominantie van langlevende soorten (o.a. oester *Ostrea edulis* en wulk *Buccinum*

undatum) naar meer kortlevende opportunistische soorten (o.a. zeester *Asterias rubens*, slangster *Ophiura* spp. en brokkelster *Ophiothrix fragilis*). De aard van de geobserveerde veranderingen, toont aan dat ze minstens gedeeltelijk verbonden zijn met de constante verstoring van de bodem door visserijactiviteiten. Toch worden er nog steeds verschillende typische soorten aangetroffen o.a. de priktolhoorn *Calliostoma zizyphinum* en de dodemansduim *A. digitatum*. Vooral de fauna van in stenen borende en in holten levende soorten, zoals *Barnea parva*, *Gastrochaena dubia*, *Kellia suborbicularis* en *Hiatella* spp.) is uniek.



Figuur 2.24: Voorbeeld van fauna geassocieerd met grindbedden.

Recent werd op twee kleine zones ter hoogte van de Hinderbanken een opvallend goed ontwikkelde fauna van grindbedden aangetroffen, met een goed ontwikkelde bedekking van driedimensionale epifaunasoorten, zoals sponzen, mosdiertjes en hydropoliepen die op hun beurt dan weer een meer mobiele fauna herbergen van onder meer zeenaaktslakken, kleine kreeftachtigen en wormen (Houziaux *et al.* 2008). Hoogstwaarschijnlijk zijn deze plaatsen wegens hun ligging op een natuurlijke manier afgeschermd van bodemberoerende menselijke activiteiten (boomkorvisserij). Dit refugium biedt een zicht op de mogelijke ecologische potenties van de Belgische grindbanken als de exploitatiedruk op de bodem verminderd zou worden.

Verder kenmerkend voor het BCP is ten slotte het sporadische voorkomen van turfbanken en dagzomende banken van tertiaire klei. Deze natuurlijke niet-mobiele substraten herbergen een aparte, maar soortenarme macrobenthische gemeenschap, met borende tweekleppigen, zoals de witte boormossel *Barnea candida* en de (uitheemse) Amerikaanse boormossel *Petricola pholadiformis*, als typerende soorten (Degraer *et al.* 1999). Deze gemeenschap vertoont een verspreiding in verschillende stukken, zowel in tijd als ruimte, gezien haar directe afhankelijkheid van de aanwezigheid van de bovenvermelde niet-mobiele substraten.

Artificiële harde substraten

Kustgebonden artificiële harde substraten, zoals strandhoofden, dijken en andere kustverdedigingswerken, vormen de habitat voor een gemeenschap gelijkaardig aan deze van natuurlijke rotskusten, gekenmerkt door een hoge soortenrijkdom en biomassa (Engledow *et al.* 2001). Alleen daar leven grote benthische bruinwieren Phaeophyta, grotere roodwieren Rhodophyta en groenwieren Chlorophyta. De gemeenschap die er voorkomt is typisch voor een middelmatig geëxposeerde rotskust,

gekenmerkt door zeepokken (e.g. *Semibalanus balanoides*, *Balanus crenatus* en *Elminius modestus*), een dichte mosselzone (*Mytilus edulis*) met in mindere mate ook een zone bestaande uit bruinwieren. Tussen de mosselen leven talrijke andere ongewervelden. Deze gemeenschap kan beschouwd worden als een verarmde afspiegeling van de gemeenschap voorkomend op de Franse en Engelse Kanaalkusten. Zo ontbreken grote bruinwieren zoals *Laminaria* spp. en *Himanthalia elongata* en komt ook de kenmerkende lage roodwierenzone niet voor langs de Belgische kust.

Vanaf 2008 werden offshore windmolen parken op het BCP geïnstalleerd. In tegenstelling tot de artificiële harde substraten in de kustzone, bevinden deze substraten zich vooral in helder water en strekt het harde substraat zich uit vanaf de zandige zeebodem (tot 30 m diepte) tot boven de supralittorale franje. Een duidelijk zonatiepatroon, gekenmerkt door een hogere diversiteit aan biotopen en soorten, wordt aldus bekomen (Kerckhof *et al.* 2009, 2010). De diepere delen van het subtidaal worden dominant bewoond door het mosdiertje *Electra pilosa*, met daartussen kleinere mobiele soorten als de krab *Pisidia longicornis*, de borstelworm *Autolytus* sp. en de vlokreeftjes *Jassa* spp. en *Aora gracilis*. Deze gemeenschap vormt het dieet van grote aantallen vis, zoals steenbolk *Trisopterus luscus* (i.e. tot 30000 individuen per windmolen) en kabeljauw *Gadus morhua*, die tot deze parken worden aangetrokken (Reubens *et al.* 2010, 2011). In het ondiepe subtidaal en het lage intertidaal worden vooral het vlokreeftje *Jassa* spp. en de zeepok *Balanus perforatus* aangetroffen, terwijl we in de soortenarme hogere intertidale zone nagenoeg uitsluitend de dansmug *Telmatogeton japonicus* vinden (dit naast enkele soorten macroalgen).

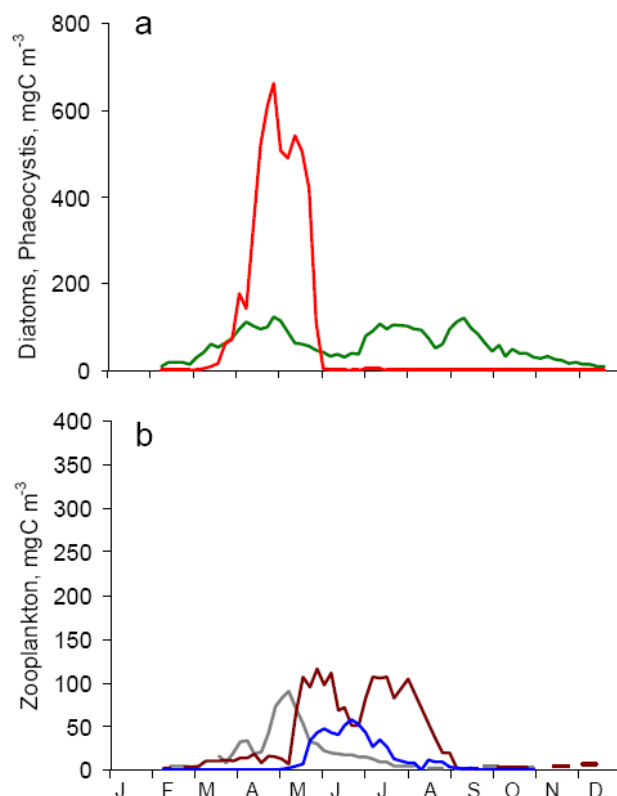


Figuur 2.25: Driedimensionale begroeiing van de artificiële harde substraten geassocieerd met de offshore windmolenparken op het BCP.

2.3.2. Waterkolom (fytoplankton, zooplankton, gelatineus plankton)

De jaarlijkse cyclus van fytoplanktonbloei begint in de vroege lente met een bloei van diatomeeën (Rousseau *et al.* 2002). In april en mei bestaat de algenbloei voornamelijk uit de kolonievormende slijmalg *Phaeocystis globosa* (Lancelot *et al.* 1987) (Haptophyta) die een grote hoeveelheid biomassa kan produceren. In juni verdwijnen zowel de diatomeeën als *Phaeocystis* uit de waterkolom (Rousseau *et al.* 2002), waarschijnlijk als gevolg van nutriëntentekort en mogelijk eveneens als gevolg van een verhoogde predatiedruk van heterotrofe planktonsoorten zoals de dinoflagellaat

Noctiluca scintillans (Daro *et al.* 2006). Later in de zomer en herfst treedt een tweede, minder omvangrijke diatomeeënbloei op (Rousseau *et al.* 2002).

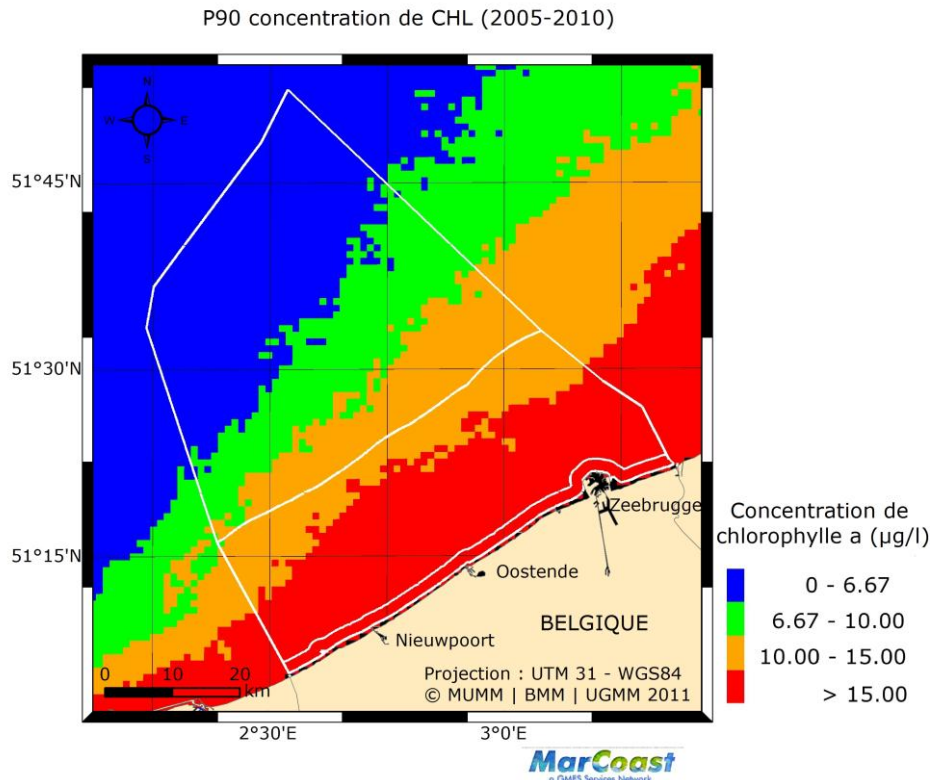


Figuur 2.26: Seizoenale verdeling van het fyto- en zoöplankton in de centrale zone van het BCP: gemiddelde resultaten over de periode 1988-2004. (a) fytoplankton: kolonies van *Phaeocystis* (rood) en diatomeeën (groen). (b) zoöplankton: microprotozoöplankton (grijs), copepoden (bruin) en de zeevonk *N. scintillans* (blauw) (Daro *et al.* 2008).

De ruimtelijke variabiliteit van de lentepiek in chlorofyl *a*-concentratie, een indicator voor fytoplanktonbiomassa, weerspiegelt de ruimtelijke variabiliteit van nutriënten tijdens de winter (Muylaert *et al.* 2006; Brion *et al.* 2006; Rousseau *et al.* 2006). De jaarlijkse variabiliteit in amplitude en periode van de diatomeeën en *Phaeocystis*-bloei wordt beïnvloed door meteorologische factoren (wind, rivierdebiet) zoals gekarakteriseerd door de NAO-index (Breton *et al.* 2006).

Steunend op het onderzoek dat in het kader van de OSPAR-strategie “Eutrofiëring” gerealiseerd werd, definieert de Kaderrichtlijn Water (2000/60/EC) de hoeveelheid fytoplankton als één van de elementen van biologische waterkwaliteit in relatie met eutrofiëring. Voor de toepassing van de KRW op de kustwateren (2008/915/EC) werden drempelwaarden voor chlorofyl *a* van 10 $\mu\text{g/l}$ en 15 $\mu\text{g/l}$ genomen om te onderscheiden tussen een “zeer goede tot goede” en “goede tot gematigde” milieutoestand. Deze drempelwaarden gelden voor het 90-percentiel van de chlorofyl *a*-metingen tijdens het bloeiseizoen.

Figuur 2.27 toont deze indicator afgeleid uit satellietgegevens.



Figuur 2.27: 90-percentiel van de chlorofyl *a*-concentratie tijdens het bloeiseizoen (maart tot november) afgeleid uit satellietbeelden (sensor MERIS, processor megs 7.5) voor de jaren 2005-2010. Bron BMM.

Van 2007 tot 2010 werd een intensieve monitoring van het fytoplankton (hoeveelheid, samenstelling van soorten) uitgevoerd voor de KRW maar dit werd nadien beperkt tot de 3 stations nabij de kust W01, W02 en W03 (Denayer *et al.* 2010).

De KRW definieert de taxonomische samenstelling van het fytoplankton als een bijkomend biologisch kwaliteitselement en beschouwt de frequentie en de intensiteit van de fytoplanktonbloei als een indicator voor de milieutoestand. Voor de toepassing van de KRW op kustwateren, heeft een intercalibratieoefening (2008/915/EC) drempelwaarden vastgelegd voor het percentage van staalnames waarin de hoeveelheid *Phaeocystis* meer dan 4×10^6 cellen/l bedraagt (Lancelot *et al.* 2009; Denayer *et al.* 2010). De drempelwaarden van 9 % en 17 % geven het onderscheid aan tussen een “zeer goede tot goede” en “goede tot gematigde” milieutoestand. (European Union 2008). De metingen van hoeveelheid *Phaeocystis* vertonen een belangrijke jaarlijkse variabiliteit (Denayer *et al.* 2010). Als de metingen van 2008, 2009 en 2010 samengenomen worden, is respectievelijk in 16,7 %; 27,0 % en 27,0 % van de staalnames in stations W01, W02 en W03 de limiet voor hoeveelheid *Phaeocystis*-cellen overschreden. Op basis van de ruimtelijke variabiliteit van chlorofyl *a* kunnen we veronderstellen dat deze percentages kleiner zijn in de meer zeewaarts gelegen gebieden. Een evaluatie is nodig in het kader van de MSFD, wat nu echter niet mogelijk is wegens de afwezigheid van metingen van fytoplanktonsoorten in deze gebieden.

Aangezien er geen monitoringsprogramma bestaat voor zooplankton is, vergeleken met het fytoplankton, de kennis over soorten en variabiliteit in tijd en ruimte voor deze tak van het ecosysteem beperkter. De dominante zoöplanktongroepen zijn het microprotozoöplankton, de copepoden en het gelatineus *Noctiluca scintillans*, een heterotrofe dinoflagellaat (Daro *et al.* 2006). Deze laatste kan in grote concentraties voorkomen in de periode van mei tot juli.

Onder het gelatineus plankton van gemiddelde grootte (1 mm tot 3 cm), vinden we ctenoforen zoals *Pleurobrachia pileus*, *Beroe gracilis* en de exoot *Mnemiopsis leidyi*. Onder het grotere gelatineus plankton (1 cm tot 1 m) vinden we Cnidaria Scyphozoa zoals de kwallen *Aurelia aurita*, *Cyanea lamarckii*, *Chrysaora hysoscella* en *Rhizostoma pulmo*. Ook hier bestaan er weinig gegevens aangezien er geen monitoringsprogramma bestaat voor deze tak van het ecosysteem. Actuele informatie is gebaseerd op occasionele observaties van aangespoelde dieren (De Blauwe 2003).

2.3.3. Angiospermen, macroalgen

Op het BCP komen macroalgen bijna uitsluitend op de kunstmatige harde structuren, zoals strandhoofden en havenmuren voor. Deze structuren zijn in de meeste gevallen sterk onderhevig aan de invloed van golfslag. De meest algemene soorten die er voorkomen zijn groenwieren, zoals darmwier- en zeesla-soorten (Ulvacea) en bruinwieren (*Fucus spp.*). Op de meer geëxposeerde open kusten leven vooral kosmopolitische soorten terwijl veel zeldzamere soorten beperkt zijn tot meer beschutte habitats. De soortenrijkdom is lager dan die van de natuurlijke rotskusten van Noord-Frankrijk. Wereldwijd wordt in de kustwateren een toename vastgesteld van groenwieren zoals *Ulva spp* als gevolg van de eutrofiëring. Dit is ook in op het BCP het geval zij het minder spectaculair. Kwantitatieve gegevens zijn echter niet voorhanden.

Een zone met rode algen bestaat niet door de hoge turbiditeit van het water. Niet-inheemse soorten zoals wakame *Undaria pinnatifida* en het Japans bessenwier *Sargassum muticum* vindt men vooral binnen de havens. In tegenstelling tot in sommige andere gebieden richten de geïntroduceerde macroalgen hier blijkbaar geen economische schade aan. Binnen havens komen eveneens een aantal niet-inheemse roodwieren voor. Angiospermen zoals zeegrasvelden komen in de Belgische wateren niet voor.

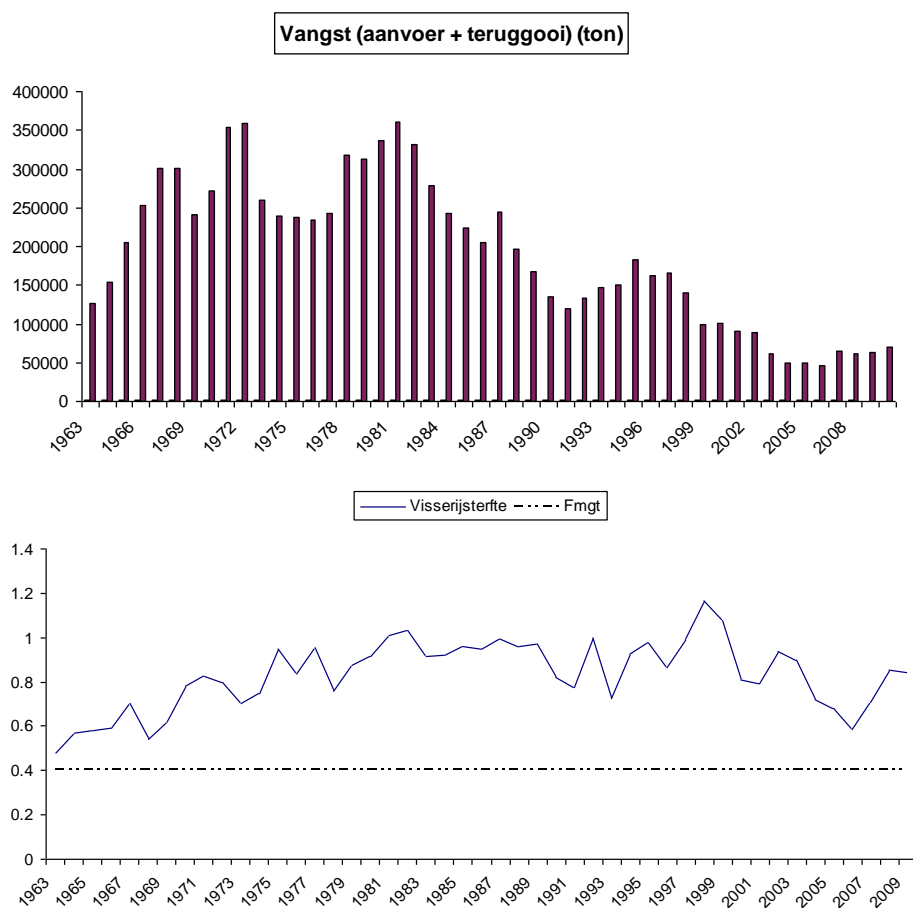
2.3.4. Vispopulaties

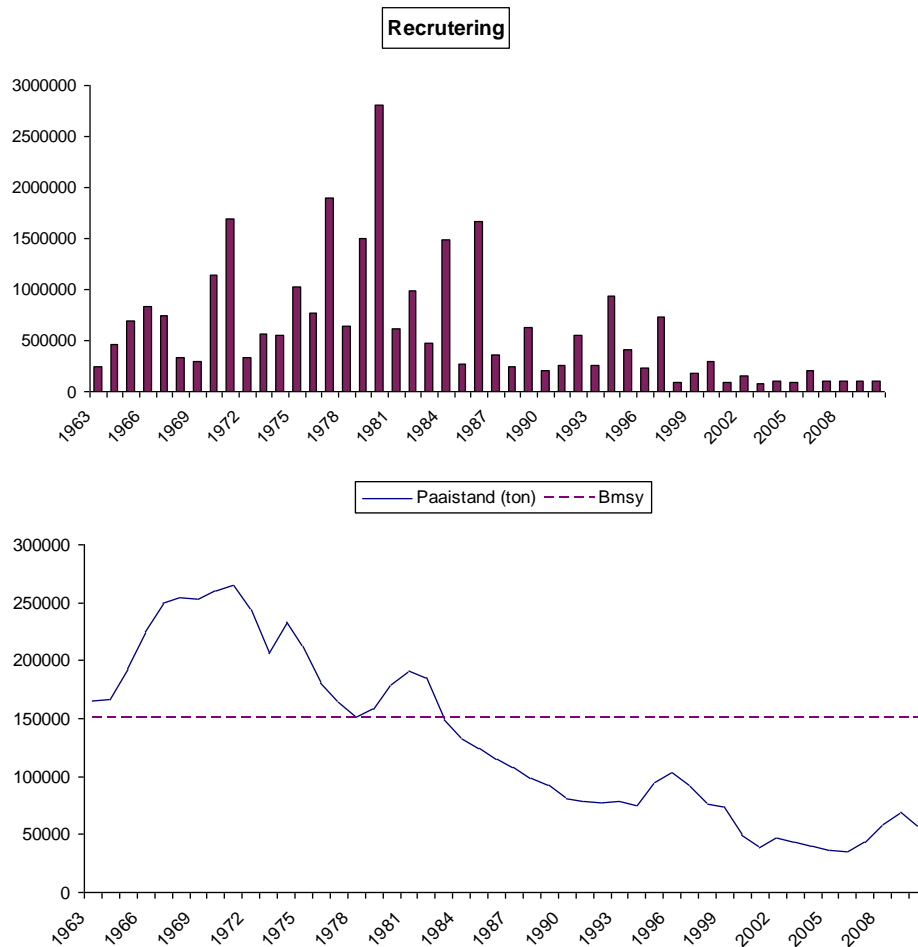
Het BCP kan niet als een vaste grens beschouwd worden waar visbestanden of stromingen kunnen afgebakend worden. Voor het bestuderen van de evolutie van de visbestanden, is het BCP een onderdeel van het groter geheel, namelijk de Noordzee. De toestand van commercieel geëxploiteerde bestanden wordt dan ook op Europees niveau en niet op nationaal niveau (lidstaten) geëvalueerd.

Een aantal visbestanden, zoals schol en tong, in de Noordzee zijn o.a. als gevolg van het Europese visserijbeheer positief aan het evolueren. Veranderingen in dit visserijbeheer gebeuren weliswaar langzaam, maar hebben toch een duidelijk positief effect. Voor de bestanden van een aantal sleutelsoorten in de Noordzee, zoals

kabeljauw, schol en tong, worden langetermijnbeheerplannen opgemaakt. Verder wordt extra aandacht besteed aan het beperken van bodemverstorende visserijtechnieken (e.g. boomkor) en aan de problematische teruggooi van o.a. ondermaatse vis, niet-commerciële soorten, ongewervelden en afval. Niettegenstaande deze positieve evoluties, zijn er nog steeds visbestanden die zwaar onder druk staan, zoals kabeljauw.

Na een daling in de visserijsterfte op het kabeljauwbestand in de Noordzee tussen 2003 en 2007 werd opnieuw een toename van de biomassa aan geslachtsrijpe individuen vastgesteld tijdens de laatste 3 jaar (figuur 2.28). Toch blijft deze biomassa nog steeds 64 % onder gewenste populatiegrootte. De opeenvolging van zwakke recruiteringsjaren verhindert ook het herstel van dit bestand. Voor 2012 wordt volgens het beheerplan een reductie van de Totaal Toegestane Vangsten (TTV) van 20 % t.o.v. 2011 vooropgesteld, wat verwacht wordt te leiden tot een reductie in de visserijsterfte van 43 % t.o.v. 2010.





Figuur 2.28: a) Vangst (aanvoer + teruggooi) (ton), b) visserijsterfte F , c) rekrutering (aantallen) en d) paaistand (ton) van het bestand van kabeljauw *Gadus morhua* in de Noordzee. F_{mgt} = maximaal toegestane visserijsterfte volgens het management plan voor dit visbestand, B_{msy} = biomassaniveau bij maximale duurzame exploitatie.

In 2011 werden het schol- en tongbestand in de Noordzee positief geëvalueerd. Beide soorten bevinden zich binnen veilige biologische grenzen, met een sterk afnemende visserijsterfte en toenemende (schol) of stabiele (tong) paaibestanden (respectievelijk, 27 % en 4 % boven gewenste populatiegrootte). Bij toepassing van het beheerplan mag er in 2012, 84.410 ton schol worden aangevoerd. De TTV van tong wordt volgens dit plan in 2012 op 15.700 ton vastgelegd. Tong en schol hebben ook een broedkamer in de kustzone van het BCP. Het BCP is dan ook een gebied waar vooral larven en juveniele individuen (0-1 jarigen) van de beide soorten voorkomen.

Bij staalnames in de periode 2004-2009 werden 78 vissoorten over het BCP geïdentificeerd. Het gaat hier voornamelijk om jonge, commerciële vis (tong, kabeljauw, pladijs, ...) en niet commerciële vis (grondels, zeedonderpad, harnasmannetje,...). De meest voorkomende jonge commerciële soorten (in > 65 % van de stalen) zijn schol (90 %), tong (94 %), wijting (82 %) en tong (69 %). Dit zijn tegelijkertijd ook de soorten met de hoogste gemiddelde densiteiten op het BCP van resp. 0,5 ind/1000 m², 0,15 ind/1000 m², 0,23 ind/1000 m² en 0,23 ind/1000 m². Daarnaast werden ook sprong (0,21 ind/1000 m²) en haring (0,17 ind/1000 m²) in relatief hogere densiteiten waargenomen maar de boomkor is niet het meest geschikte vistuig om deze pelagische soorten kwantitatief te bemonsteren.

De meest voorkomende niet-commerciële soorten (> 65 % van de stalen) zijn gewone pitvis (72 %), schurftvis (71 %), grondels (71 %) en het harnasmannetje (67 %). Als we naar hoogste gemiddelde densiteiten kijken, zien we een iets ander patroon met kleine pieterman als meest abundante soort (0,58 ind/1000 m²), gevolgd door grondels (0,33 ind/1000 m²) gewone pitvis (0,3 ind/1000 m²) en harnasmannetje (0,18 ind/1000 m²).

Van de meest voorkomende jonge commerciële vis (tong, schol en wijting) komen in de kustzone hogere dichtheden voor en deze nemen snel af naarmate de afstand tot de kust groter wordt. Enkel schar wordt in relatief hogere dichtheden aangetroffen off-shore het hele jaar door. De verhouding jonge commerciële/niet-commerciële vis is ongeveer fifty-fifty in de kustzone, terwijl er off-shore een grote dominantie (tot 3x-10x hogere dichtheden) van de niet-commerciële vis is. De meest dominante off-shore vissoort is de kleine pieterman, een soort die niet in de kustzone aangetroffen wordt maar lokaal op de zandbanken off-shore zeer hoge dichtheden kan bereiken tot 5 ind/1000 m².

De seizoenale verschillen zijn duidelijk: in het najaar komen voor alle vissoorten, algemeen hogere dichtheden voor dan in het voorjaar. Daarnaast zien we dat in het voorjaar vooral hogere dichtheden van commerciële rondvis (kabeljauw, zeebaars, wijting, ...) in de kustzone voorkomen, terwijl we in het najaar hogere dichtheden van jonge commerciële platvis (tong, griet, tarbot, schar,...) vinden. De verspreiding van wijting is in het voorjaar ruimer aangezien wijting in het voorjaar ook teruggevonden wordt op de off-shore locaties en dit in het najaar veel minder het geval is.

Wereldwijd hebben kraakbeenvissen het extra moeilijk om zich te handhaven in steeds intensiever beviste zeeën. Een aantal soorten roggen en haaien kwamen in het verleden algemeen voor in Belgische wateren: stekelrog *Raja clavata*, gladde rog *Raja montagui*, vleet *Dipturus intermedius*, pijlstaartrog *Dasyatis pastinaca*, hondshaai *Scyliorhinus canicula*, gladde haai *Mustelus mustelus*, doornhaai *Squalus acanthias* en zee-engel *Squatina squatina* (Gilson 1921; Poll 1947).

Bepaalde van deze soorten worden nu nog gevangen (vb. hondshaai, stekelrog), maar ze zijn veel zeldzamer geworden in vergelijking met een eeuw terug. Andere soorten zijn uitgestorven in onze wateren, en zelfs in de hele Noordzee (vb. zee-engel, vleet). Het probleem voor deze soorten is dat ze zich traag voortplanten door een beperkt aantal nakomelingen, en door de relatief hoge leeftijd waarop ze geslachtsrijp worden. Bovendien zijn zowel juvenielen als adulten kwetsbaar voor bijvangst door hun grootte. Een aantal soorten zet eikapsels af op harde substraten, waar ze kwetsbaar zijn voor bodemberoerende visserijtechnieken, en juvenielen groeien op in druk beviste ondiepe kustgebieden. We kunnen de stekelrog als voorbeeld nemen voor de kwetsbaarheid van roggen in het algemeen. Het dier wordt geslachtsrijp bij een leeftijd van 7 tot 10 jaar, en bereikt een lengte van meer dan 1 m. Jaarlijks leggen de vrouwtjes minder dan 100 eikapsels af.

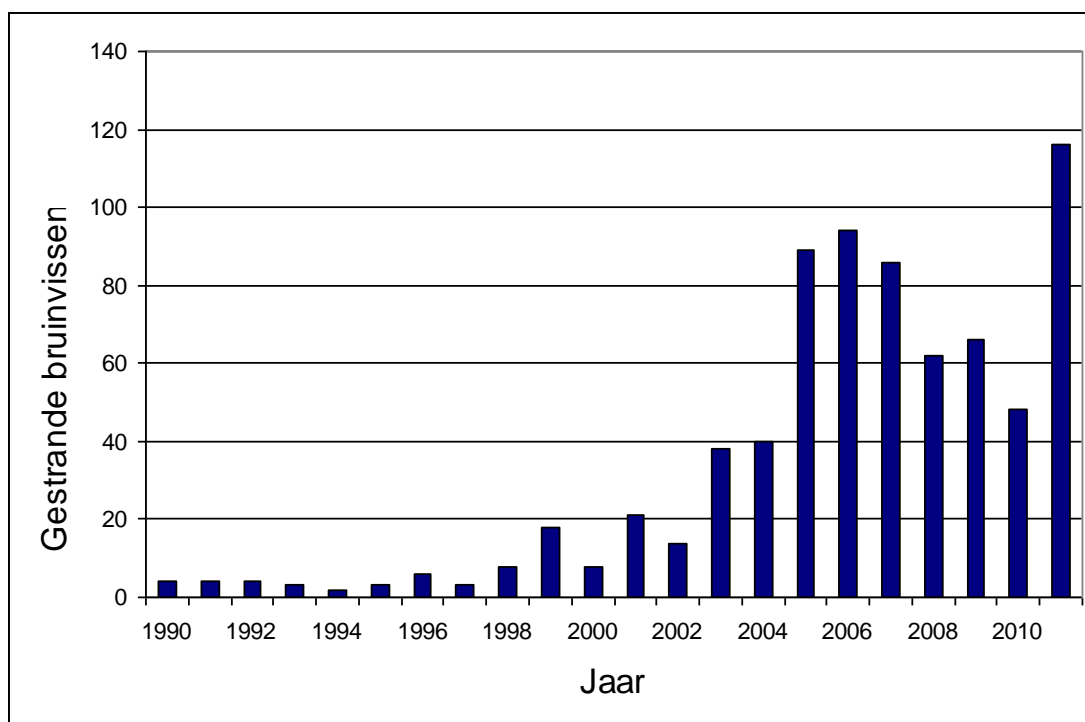
2.3.5. Zeezoogdieren

Alle zeezoogdieren voorkomend op het BCP zijn beschermde soorten. Hoewel hier occasioneel andere soorten terecht komen, beschouwen we enkel de bruinvis *Phocoena phocoena*, de witsnuitdolfijn *Lagenorhynchus albirostris*, de tuimelaar *Tursiops truncatus*, de gewone zeehond *Phoca vitulina* en de grijze zeehond *Halicoerus grypus* als echt inheems.

Rustende gewone zeehonden worden frequent gesignaleerd aan onze kust, en in het bijzonder op een strandhoofd te Koksijde en in de haven van Nieuwpoort; de totale aantallen blijven echter beperkt tot minder dan 20 dieren (Hassani *et al.* 2011). Onze kust is niet geschikt voor zeehondenkolonies omwille van een gebrek aan onverstoorde locaties. Grijze zeehonden worden vooral opgemerkt op zee, zelden langs de kust of op het strand. Jaarlijks worden een klein aantal (hoogstens enkele tientallen) gestrande gewone en grijze zeehondenpups, die het in de natuur niet zouden redden, opgevangen te SeaLife Blankenberge; na enkele maanden worden ze terug vrijgelaten.

De tuimelaar is reeds een halve eeuw nagenoeg verdwenen uit de zuidelijke Noordzee, mogelijk door verontreiniging, met effecten op de voortplanting. Kansen tot herstel zijn zo goed als onbestaande op korte termijn, gezien het aantal dieren in de kleine restpopulaties van het Kanaal en het noorden van de Noordzee stabiel blijft of zelfs nog vermindert (Haelters 2005). Heel sporadisch worden één of enkele tuimelaars in onze wateren opgemerkt. Kleine groepen witsnuitdolfijnen worden geregeld gezien, vooral relatief ver uit de kust.

De bruinvis is de kleinste, en met ongeveer een kwart miljoen dieren de meest algemeen voorkomende dolfijnachtige in de Noordzee. In de jaren 1950 verdween het dier nagenoeg volledig uit het zuidelijk deel van de Noordzee, maar het maakte er op het einde van de jaren 1990 een spectaculaire come-back. Tegenwoordig is de soort opnieuw een algemene verschijning in Belgische wateren, vooral tussen februari en april. De gemiddelde dichtheden kunnen in deze periode oplopen tot meer dan 2 dieren per km² (Haelters *et al.* 2011). De laatste jaren worden hier ook steeds vaker bruinvissen opgemerkt tijdens de zomermaanden.



Figuur 2.29: Aantal in België geregistreerde strandingen van bruinvissen tussen 1990 en 2010.

Terwijl de oorzaak voor het verdwijnen van de soort in de jaren 1950 een mysterie blijft, wordt de terugkeer veroorzaakt door een zuidwaartse verschuiving van een deel van de Noordzeepopulatie, mogelijk als gevolg van verslechterde voedselomstandigheden in de centrale of noordelijke Noordzee. Het is mogelijk dat subtiele veranderingen in het klimaat, met effecten op de basis van de voedselketen, hiervoor onrechtstreeks verantwoordelijk zijn.

Het onderzoek van gestrande bruinvissen bracht één van de belangrijkste doodsoorzaken aan het licht: bijvangst in visnetten. Deze bijvangst, die vrijwel exclusief voorkomt in kieuw- en warrelnetten, wordt in de Noordzee en de aanpalende Atlantische Oceaan beschouwd als de belangrijkste menselijke bedreiging voor de soort.

Door middel van observaties vanuit de lucht en passieve akoestische monitoring wordt de impact onderzocht van de constructie en exploitatie van offshore windparken; vooral het heien van palen kan bruinvissen verstoren over een groot gebied.

2.3.6. Zeevogels en vogelrichtlijn

Dankzij de gestandaardiseerde scheeps- en vliegtuigtellingen die sinds 1992 worden uitgevoerd, bestaat er een goede kennis van de verspreiding en de densiteiten van zeevogels die zich in het BCP bevinden. In totaal werden er tijdens de tellingen 47 soorten zeevogels waargenomen waarvan er 18 algemeen voorkomen. Ondanks de beperkte omvang van het BCP komen negen soorten zeevogels op basis van Europese beschermingscriteria (Europese Vogelrichtlijn of het Ramsar-verdrag) in aanmerking voor bescherming (Tabel 2.2). Dat zijn de soorten die worden opgelijst in de Bijlage I

van de Vogelrichtlijn (79/409/EEG) en geregeld worden vastgesteld, vervolgens soorten waarvan geregeld meer dan 1 % van de biogeografische populatie in het BCP voorkomt en ten slotte soorten die voldoen aan de criteria van het Ramsar-verdrag.

Tabel 2.2: Overzicht van de internationaal belangrijke zeevogelsoorten op het BCP en de gebruikte internationale kwalificatiecriteria. Voor de omschrijving van de aantallen werd gebruikt gemaakt van de talrijke schaal zoals voorgeschreven door de Vlaamse Avifauna Commissie (1989): zeer klein aantal 1-10, klein aantal 11-100, vrij klein aantal 101-1000, vrij groot aantal 1001-10.000, groot aantal 10.001-100.000 en zeer groot aantal meer dan 100.000.

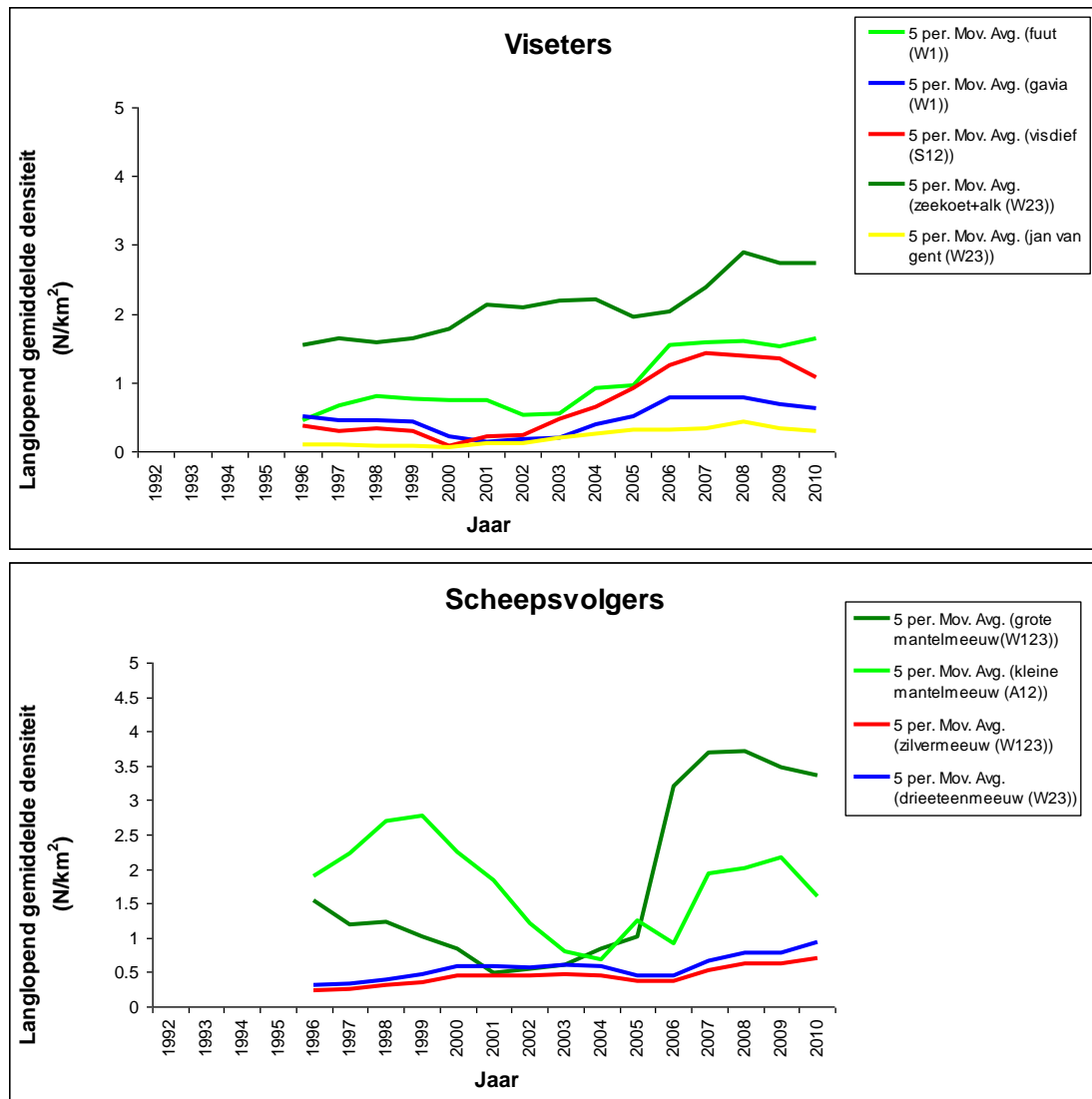
Soort	Wetenschappelijke naam	Bijlage I Vogelrichtlijn	Overschrijding 1%-norm	Ramsar-criteria	Voorkomen
Roodkeelduiker	<i>Gavia stellata</i>	Ja	Nee	Nee	Overwinteraar en doortrekker in vrij klein tot vrij groot aantal
Fuut	<i>Podiceps cristatus</i>	Nee	Ja	Nee	Overwinteraar in vrij groot tot groot aantal
Zwarte Zee-eend	<i>Melanitta nigra</i>	Nee	Nee	Ja	Overwinteraar in vrij groot tot groot aantal
Grote Mantelmeeuw	<i>Larus marinus</i>	Nee	Ja	Nee	Doortrekker en overwinteraar in vrij groot aantal
Kleine Mantelmeeuw	<i>Larus fuscus</i>	Nee	Ja	Nee	Broedvogel en doortrekker in vrij groot aantal
Dwergmeeuw	<i>Hydrocoleus minutus</i>	Ja	Ja	Nee	Doortrekker in vrij klein tot vrij groot aantal en overwinteraar in vrij klein aantal
Grote Stern	<i>Sterna sandvicensis</i>	Ja	Ja	Nee	Broedvogel in vrij klein tot vrij groot aantal en doortrekker in vrij klein aantal
Visdief	<i>Sterna hirundo</i>	Ja	Ja	Nee	Broedvogel in vrij groot aantal en doortrekker in vrij klein tot vrij groot aantal
Dwergstern	<i>Sternula albifrons</i>	Ja	Ja	Nee	Broedvogel en doortrekker in klein tot vrij klein aantal

Voor vier soorten werd al een Speciale Beschermingszone op zee in het kader van de Vogelrichtlijn afgebakend (fuut *Podiceps cristatus*, visdief *Sterna hirundo*, grote stern *Sterna sandvicensis* en dwergmeeuw *Hydrocoleus minutus* – tot voor kort *Larus minutus*). Van twee soorten die niet op de Bijlage I van de Vogelrichtlijn staan (kleine mantelmeeuw *Larus fuscus* en grote mantelmeeuw *Larus marinus*) komt geregeld meer dan 1% van de respectievelijke biogeografische populatie voor in het BCP. Twee soorten (roodkeelduiker *Gavia stellata* en dwergstern *Sternula albifrons* - tot voor kort *Sterna albifrons*) staan op de Bijlage I van de Europese Vogelrichtlijn en komen geregeld in substantiële aantallen voor. Ten slotte kwalificeert de zwarte zee-eend *Melanitta nigra* zich volgens de Ramsar-criteria omdat deze soort sterk geconcentreerd en vaak in grote aantallen (tot bijna 1% van de biogeografische populatie) voorkomt in de Belgische kustgebieden. Omwille van het voorkomen van grote aantallen zee-eenden werd het gebied “Vlaamse Banken” in 1984 erkend als Ramsar-gebied.

Het zuidelijke deel van de Noordzee is ook een belangrijke migratieroute, waarbij de trechtervorm die wordt gevormd door de kusten van België/Frankrijk en de oostkust van Engeland een bottleneck vormt voor migrerende zeevogels. Er wordt geschat dat niet minder dan 1 tot 1,3 miljoen zeevogels jaarlijks doorheen deze bottleneck migreren (Stienen *et al.* 2007). Zo wordt aangenomen dat meer dan de helft van de populaties van grote jager *Catharacta skua*, dwergmeeuw, grote stern en visdief via die weg passeren. Voor dwergmeeuw zou dit zelfs een zeer substantieel deel van biogeografische populatie kunnen zijn!

Er zijn vier voedselgildes te onderscheiden. Zee-eenden zoals zwarte zee-eend, grote zee-eend *Melanitta fusca* en eidereend *Somateria mollissima* duiken naar de bodem en eten uitsluitend benthische organismen (vooral tweekleppigen). Een aantal andere soorten leeft van vis die zich in de waterkolom bevindt (vooral grondels, haringachtigen en zandspieringen). Dit zijn de soorten uit de families van de Gaviidae (vooral roodkeelduiker), de Podicipedidae (fuut), de Sternidae (grote stern, visdief en dwergstern) en de Alcidae (alk *Alca torda* en zeekoet *Uria aalge*). Ook zijn er zeevogels die zich vooral voeden met kleine organismen die zich direct aan de oppervlakte bevinden (vooral kleine kreeftachtigen en kleine vis) zoals noordse stormvogel *Fulmarus glacialis* en dwergmeeuw. Ten slotte zijn er veel soorten die voor een belangrijk deel afhankelijk zijn van afval en bijvangsten die door vissersschepen overboord worden gezet. Die laatste groep bestaat vooral uit grote meeuwen (zilvermeeuw *Larus argentatus*, kleine mantelmeeuw en grote mantelmeeuw) waarvan 38-45 % van alle aanwezige individuen achter vissersboten werden geteld. Van de kleinere meeuwensoorten wordt vooral drieteenmeeuw *Rissa tridactyla* regelmatig (26 %) achter vissersschepen gezien.

Door onderscheid te maken tussen de voedingsgewoontes van zeevogels (bijvoorbeeld soorten die vooral afhankelijk zijn van visserij en soorten die vooral zelfvoorzienend zijn) kunnen overeenkomstige trends binnen een bepaalde voedselgilde worden geïdentificeerd. Veel zelf-voedende zeevogelsoorten vertoonden in de periode 2005-2008 een verhoogde densiteit waardoor het 5-jarig gemiddelde voor de vijf algemene soorten uit die gilde al enkele jaren boven het gemiddelde ligt. Dit vormt een sterke indicatie dat de beschikbaarheid van hun (semi-) pelagische prooivissen is verbeterd ten opzichte van het begin van de tellingen. De laatste twee jaar (2009 en 2010) namen de aantallen van de meeste zelf-voedende soorten weer af. Voor de soorten die vooral afhankelijk zijn visserijactiviteiten mag men verwachten dat hun aantal zal afnemen wanneer er minder bijvangsten en afval overboord zullen worden gezet. Dit blijkt voorlopig nog niet het geval.

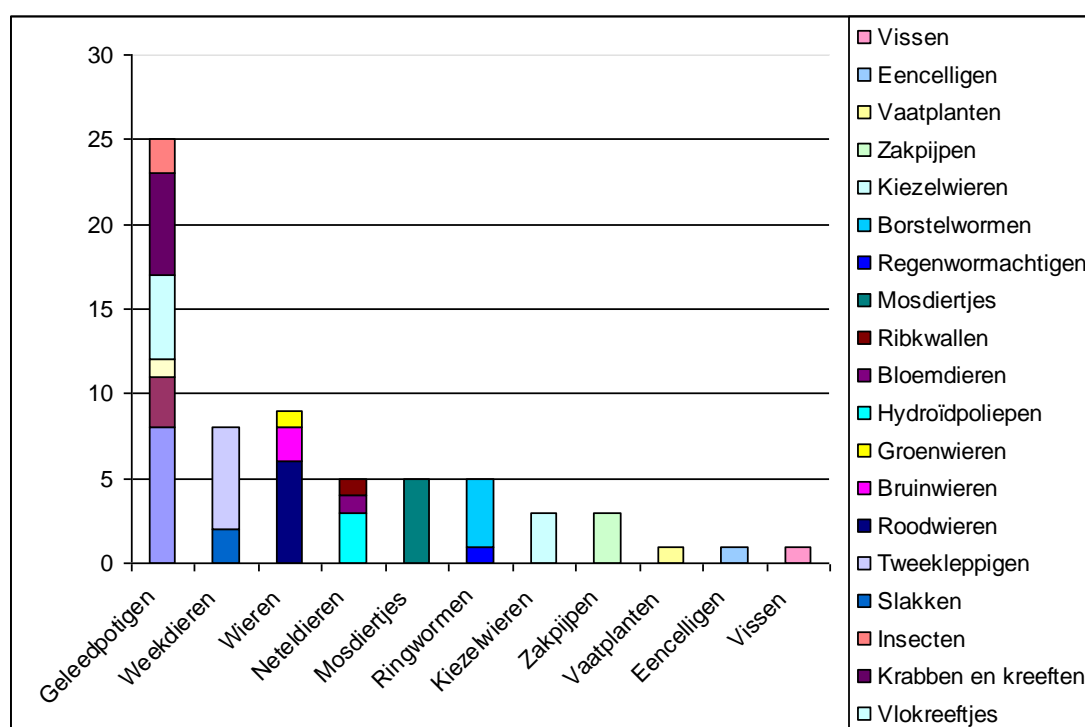


Figuur 2.30: Verloop van het 5-jarig gemiddelde van de dichtheid van zelfvoedende visetende zeevogels (figuur boven) en van zeevogels die voor een belangrijk deel afhankelijk zijn van visserijactiviteiten (figuur onder). Om de telgegevens te normaliseren werden de gegevens eerst log-getransformeerd. Per soort en per jaar werden de gemiddelde dichtheden berekend voor het belangrijkste seizoen waarin die soort aanwezig is (W = winter, S = zomer en A = najaar). Er werd tevens rekening gehouden met soortspecifieke verschillen in ruimtelijke verspreiding door het BCP op te delen in drie zones in functie van de afstand van de kust (1 = kustnabije zone, 2 = midshore zone en 3 = offshore zone). W23 betekent bijvoorbeeld dat de dichtheden voor die soort zijn berekend op gegevens verzameld in de winter in de midshore en offshore zone. Bron: INBO.

2.3.7. Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten

In de Belgische zeegebieden en estuaria werden al een honderdtal niet-inheemse soorten gesignaleerd die door menselijke activiteiten (bewust of onbewust) geïntroduceerd werden. De eerste waarnemingen van dergelijke soorten dateren uit de 19^e eeuw, maar uit archeologische bronnen blijkt dat een aantal geïntroduceerde soorten hier al eerder voorkwam. Het aantal nieuw herkende introducties vertoont een stijgende trend met vooral na 1975 een opvallende toename, deels te wijten aan meer onderzoek.

Geleedpotigen tellen het grootste aantal geïntroduceerde soorten (Kerckhof *et al.* 2007 met aanvullingen tot en met 2011). Het grote aandeel van de zeepokken die vastgehecht leven op harde substraten, is opvallend. Ze profiteren blijkbaar, net zoals wieren, van de toenemende beschikbaarheid van door de mens gemaakte constructies zoals haveninstallaties, scheepswanden, boeien en funderingen van windmolens (Kerckhof en Cattrijsse 2001). De waarnemingen betreffen vooral grotere organismen want kleinere soorten en eencelligen zijn moeilijker waar te nemen en te herkennen.



Figuur 2.31: Aantal niet-inheemse gevestigde soorten per taxonomische groep, op het BCP en aanpalende estuaria (Kerckhof *et al.* 2007 aangevuld tot en met 2011).

Introducties van de laatste jaren zijn de macroalgen *Undaria pinnatifida* (2000) en *Polysiphonia senticulosa* (2001), de penseelkrab *Hemigrapsus penicillatus* (2003), de rugstreepgarnaal *Palaemon macrodactylus* (2004), de blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus* (2006) en de Leidy's ribkwal *Mnemiopsis leidyi* (2007). Van deze ribkwal werden langs de kust gemiddeld 0,4 ind/m³ gevonden in de periode van 2009 tot 2010. In de Spuikom van Oostende kwamen de hoogste densiteiten voor: tot 17 ind/m³ (Van Ginderdeuren *et al.* 2012). Op het moment van hun ontdekking bleken

deze soorten al vrij talrijk voor te komen en goed gevestigd. In 2011 werden nog 5 nieuwe soorten ontdekt: twee roodwieren, een mosdiertje, een cicade en een borstelworm. Zoals nogal wat recente introducties zijn de meeste soorten afkomstig uit de gematigde zone van het westen van de Stille Oceaan of, zoals de Leidy's ribkwal, afkomstig van de Amerikaanse oostkust. Ze bereikten de Belgische wateren nadat ze werden geïntroduceerd in naburige landen.

Vier soorten blijken echte invasieve soorten, die tegenwoordig dominant aanwezig zijn in de mariene kusthabitats: de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus*, de Japanse oester *Crassostrea gigas*, de Nieuw-Zeelandse zeepok *Elminius modestus* en het muiltje *Crepidula fornicata*.

De Amerikaanse zwaardschede is sinds 1987 aanwezig in alle mobiele zandige sedimenten van de nabije kustwateren. Strandingen van miljoenen stervende dieren en lege schelpen zijn een veel voorkomend verschijnsel. Binnen de twaalfmijlszone zouden er gemiddeld 9 ind/m² voorkomen (Van Hoey 2008).

Bijna gelijktijdig, maar op de harde substraten, vond de introductie en massale vestiging van de Japanse oester plaats. Deze soort werd al rond 1970 ingevoerd voor kweek in de aquacultuur, maar kende pas echt een explosieve ontwikkeling als gevolg van de stijgende temperatuur van de laatste jaren. Langs de kust vormt ze uitgebreide riffen en de kans bestaat dat ze de inheemse mossel *Mytilus edulis* zal verdringen. De Nieuw-Zeelandse zeepok is nu de meest voorkomende zeepok. Deze soort werd tijdens WO II ingevoerd in Engeland en wist heel snel harde substraten in het getijdengebied in de rest van Europa te koloniseren.

Het muiltje werd in Europa geïntroduceerd op het einde van de 19e eeuw en het is bij ons al gekend sinds minstens 1911. Het muiltje komt nu zeer algemeen voor in onze kustwateren, niet enkel op allerlei harde substraten, maar ook op zachte substraten. Hier kent de soort recent opnieuw een uitbreiding. Men vermoedt dat de sleepnetvisserij de verdere uitbreiding van deze soort in de hand werkt.

De aanwezigheid van niet-inheemse soorten in het fytoplankton is minder bestudeerd. Belangrijke soorten fytoplankton die geïntroduceerd werden, zijn *Coscinodiscus wailesii* en *Odontella sinensis* (al op het eind van de negentiende eeuw). Beide diatomeeënsoorten vormen tegenwoordig een belangrijk aandeel van het plankton in lente en zomer.

2.3.8. Andere soorten onder communautaire wetgeving of internationale overeenkomsten

Naast een aantal zeezoogdieren, zijn er nog enkele diersoorten van Habitatrichtlijn Bijlage II die voorkomen, voorkwamen, of ooit aangetroffen werden op het BCP. Het betreft:

- Zeeprik *Petromyzon marinus*
- Rivierprik *Lampetra fluviatilis*
- Europese Atlantische steur *Acipenser sturio*
- Fint *Alosa falax*
- Elft *Alosa alosa*

- Houting *Coregonus oxyrinchus*
- Atlantische zalm *Salmo salar*
- Onechte karetschildpad *Caretta caretta*
- Soepschildpad *Chelonia mydas*

Met uitzondering van de zalm, waarvan enkel de populatie in zoetwater onder Bijlage II valt, worden al deze soorten op zee wettelijk beschermd. De schildpadden kunnen beschouwd worden als dwaalgasten die slechts uiterst zelden bij ons waargenomen worden. Het Kanaal en de Noordzee bevinden zich aan de rand van het verspreidingsgebied van deze soorten.

Al de vissen in Bijlage II zijn anadrome vissen: ze trekken vanuit zee naar de rivieren om er te paaien en ze verblijven tijdelijk in zee. De Belgische kustzone vervult een belangrijke rol voor hun migratie naar de estuaria en rivieren. Ze zijn allemaal sterk achteruit gegaan in de Belgische wateren. De voornaamste oorzaken hiervan zijn problemen die zich situeren in rivieren: vervuiling, achteruitgang van biotopen en ontoegankelijk worden van paaiplaatsen door constructiewerken. Maar ook visserij op zee vormt een probleem voor deze soorten.

De fint komt nog het algemeenst voor in de Belgische wateren gevolgd door de rivierprik. De houting (*Coregonus oxyrinchus*) wordt beschouwd als uitgestorven in Europa. Het laatste exemplaar werd gevangen in de Nederrijn in 1940 (Freyhof & Schöter 2005). De houting stierf uit door vervuiling en overbevissing. De houting was zeldzaam op zee in de 19^e eeuw (de Lély Longchamps 1842). Alle exemplaren die zich in de collecties van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen bevinden, werden verzameld vóór 1900 (Poll, 1947). De elft *Alosa alosa*, die behoort tot de haringachtigen, is in Belgische wateren waarschijnlijk uitgestorven door de effectieve visserij aan het einde van de 19^{de} en begin van de 20^{ste} eeuw, verstuwning van de grote rivieren, oeververharding en grindwinning waardoor paaiplaatsen verdwenen. Een nauw verwante soort, de fint *Alosa falax*, doet het beter. De fint was volledig uit de Schelde verdwenen in het midden van de 20^e eeuw, vooral door een slechte waterkwaliteit. In de kustwateren kwam het dier wel nog voor. Tegenwoordig worden finten op zee weer regelmatig gevangen en dat is ook het geval in de Zeeschelde waarschijnlijk door een verbeterde waterkwaliteit. Dat lijkt te duiden op een licht herstel – de soort zou zich echter nog niet voortplanten in de Schelde (Decler *et al.* 2007). De populatie is ongetwijfeld nog veel kleiner dan in het begin van de 19^e eeuw.

De zeeprik *Petromyzon marinus* trekt van februari tot juni vanuit zee de rivieren op om er te paaien (Patberg *et al.* 2005). De trek naar zee vindt plaats in de maanden december en januari. In het zoute water voedt het dier zich met dode vis, of leeft als parasiet op andere vissoorten of op zeezoogdieren. In tegenstelling tot de rivierprik komt de zeeprik ook ver uit de kust voor. De vis wordt slechts uiterst zelden aangevoerd (o.a. recent voor het Noordzee Aquarium, Oostende). Op 25 mei 2009 werd een dood exemplaar gevonden op het strand tussen Mariakerke en Raversijde, maar dergelijke strandvondsten zijn uiterst zeldzaam en mogelijk betreft het een exemplaar dat gevangen werd in een strandnet. Het is mogelijk dat de meeste gevangen zeeprikken teruggegooid worden, gezien de beschermde status en de geringe waarde (in theorie mogen zeeprikken niet aangevoerd of verkocht worden). In België trok de zeeprik vroeger de Schelde en de Maas op, maar sinds de jaren 1920 is

de soort hier door kanalisatie, watervervuiling en biotoopvernietiging uitgestorven (Van Emmerik 2005). Ongetwijfeld kwam de zeeprík in het verleden algemener voor dan tegenwoordig (Wheeler 1978), maar data zijn schaars. De rivierprík *Lampetra fluviatilis* is sterker kust- en estuariumgebonden dan de zeeprík. Ze trekt in het najaar de rivieren op om er te paaïen, de weinige waarnemingen concentreren zich allemaal in de kustzone en vooral in de buurt van de Westerscheldemonding. In het verleden was de rivierprík ongetwijfeld veel algemener dan tegenwoordig. Zo citeert Poll (1947) Gustave Gilson, die beweert dat de rivierprík zeer frequent gevangen werd door garnalenvissers, die het dier teruggooiden in zee.

De Atlantische steur *Acipenser sturio* brengt zijn volwassen leven grotendeels op zee door. In het voorjaar trekken steuren de rivieren op om zich voort te planten (Van Emmerik 2004). De Europese Atlantische steur kwam tot de 19^{de} eeuw frequent voor in Belgische wateren, en werd tot het midden van de 20^{ste} eeuw af en toe gevangen. De laatste tientallen jaren zijn vangsten zeer zeldzaam en deze soort is waarschijnlijk uitgestorven in de Belgische wateren. De recentste vangst van een steur in onze wateren dateert van 2007 voor de kust van Westende en was afkomstig van een kweekprogramma in de Gironde-Garonne-Dordogne in Frankrijk.

2.4. Zorgwekkende chemische verontreiniging

2.4.1. Kader en evaluatie

Concentraties van gevaarlijke stoffen in het mariene milieu worden in België sinds het eind van de jaren '70 opgevolgd in het kader van internationale conventies als OSPAR. Recent werd met de komst van de Europese Kaderrichtlijn Water een nieuwe impuls gegeven aan de monitoring van chemische verontreiniging in de kustwateren en werd het monitoringsprogramma uitgebreid.

Tabel 2.3: Overzicht van de parameters, matrices, frequenties en evaluatiecriteria voor het huidige Belgisch monitoringsprogramma voor chemische verontreiniging.

Parameter	Matrix	Frequentie	Evaluatiecriterium
PCBs	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
	<i>Vogeleieren</i>	<i>Jaarlijks</i>	<i>EcoQO</i>
PAHs	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	ERL/EAC
	Water	Maandelijks	EQS
TBT	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
	Water	Maandelijks	EQS
Hg	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC/EQS
	<i>Vogeleieren</i>	<i>Jaarlijks</i>	<i>EcoQO</i>
Pb	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
Cd	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
PBDEs	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
	Water	Maandelijks	EQS
TBT effecten	Gastropoden	Jaarlijks	EcoQO
DDT	<i>Vogeleieren</i>	Jaarlijks	EcoQO
HCB	Mariene organismen	Jaarlijks	EQS
	<i>Vogeleieren</i>	Jaarlijks	EcoQO
Nutriënten	Water	Driemaandelijks	?

Het Belgische monitoringsprogramma wil enerzijds een beeld vormen van de huidige toestand en anderzijds de trend in de tijd te volgen. Voor de toestandmonitoring worden de gemeten waarden vergeleken met door OSPAR en KRW gedefinieerde grenswaarden.

De KRW is voornamelijk gericht op water als matrix. OSPAR echter richt haar monitoring op de matrices die het meest relevant zijn voor de stoffen in kwestie met name sediment en biota. Voor die stoffen die prioritair zijn voor de Belgische kust worden naast sediment en biota ook de waterkolom opgevolgd.

2.4.2. Huidige toestand

In eerste instantie kan gesteld worden dat voor een groot aantal chemische stoffen de concentraties in water voor het BCP beneden de grenswaarden liggen. Dit is enerzijds gebaseerd op metingen uit het verleden en anderzijds op metingen in rivieren en in omliggende kustgebieden. Bijvoorbeeld, de metingen van de concentraties zware metalen in zeewater werden al in de jaren '90 stopgezet omdat zij bijzonder laag waren.

Voor een aantal stoffen worden de grenswaarden in water systematisch overschreden. Voor TBT overschreden de gehalten in de voorbije jaren altijd de grenswaarden voor de jaargemiddelden (~1,6 ng/l) en vier keer op vijf voor de aanvaardbare maxima (~3,2 ng/l). Voor sommige polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs) wordt de grenswaarde overschreden. Hierbij vermelden we dat er slechts een grenswaarde bestaat voor 8 van de 23 gemeten PAKs. Ten slotte is er voor een aantal PBDEs een overschrijding van de norm in het station vóór de monding van de Schelde, waar de industrie een bekende bron van vervuiling is.

In sediment kan gesteld worden dat de toestand van de gemeten stoffen ongunstig is voor 19 % van de stoffen aan de westkust (W03) en 11 % aan de oostkust (W01, W04). Indien rekening gehouden wordt met de natuurlijke variabiliteit op deze metingen, wat een omzichtiger aanpak is, is de toestand ongunstig voor 19 % van de stoffen aan de westkust en 37 % van de stoffen aan de oostkust. Voor 7% van de stoffen aan de westkust en 6% aan de oostkust benaderen de concentraties de achtergrondwaarden. Een analyse van de evoluties toont, in de veronderstelling van een vervuiling/verslechtering die lineair verloopt in de tijd, in 55 % van de gevallen geen enkele trend i.e. de toestand is stabiel. In 5 % van de gevallen is er een neerwaartse trend maar die is zo gering dat het onmogelijk is om een betrouwbare verbeteringsprognose te maken. Tot slot, kan in 38 % van de gevallen een duidelijke neerwaartse trend aangetoond worden.

Voor mariene organismen is de toestand voor de gemeten stoffen goed in 64 % van de gevallen en ongunstig in 36 %. Bemerkt hierbij dat bot de voorgeschreven gezondheidsnormen haalt om op de markt gebracht te worden maar dat mosselen die op de golfbrekers ingezameld werden voor monitoringdoeleinden niet voor menselijke consumptie geschikt zijn. Bij statistisch onderzoek van de jaarlijkse evolutie over meerdere jaren ziet men geen verslechtering. In 86 % van de gevallen noteert men niet de minste evolutie, noch neerwaarts noch opwaarts, en voor de 6 PCBs noteert men

een afname van de concentraties in de spierweefsels van de bot. Hierdoor hopen we op goede verbetering tegen halverwege de eeuw.

In een eerste studie naar vervuillende stoffen in vogeleieren werd gezocht naar concentraties van kwik, PCBs, DDT, en HCB, in eieren van de visdief *Sterna hirundo*, de Noordse stern *Sterna paradisaea* en de scholekster *Haematopus ostralegus* op 21 plaatsen in 7 landen van de Noordzee in de periode 2008-2011. In België werden enkel stalen van visdief genomen in de broedkolonie in Zeebrugge.

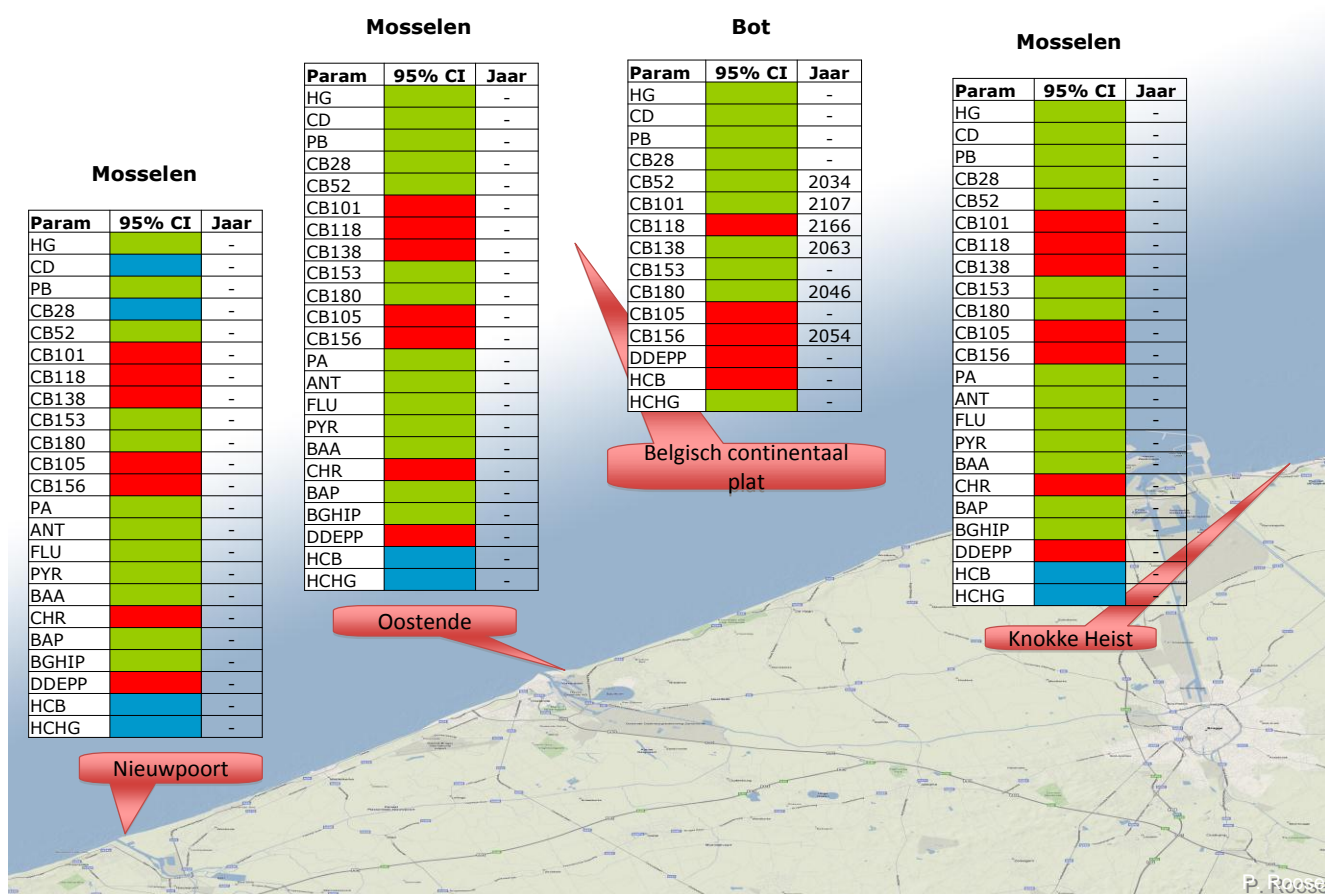
Metingen in referentiegebieden gaven aan dat een kwikconcentratie van 160 ng/g in de sternensoorten de maximumlimiet zou mogen zijn. Voor de onderzochte PBC-congeneren, HCB, DDT en HCH werden limieten vastgesteld van respectievelijk 20 ng/g, 2 ng/g, 10 ng/g en 2 ng/g. In de onderzochte visdiefeieren afkomstig van Zeebrugge waren de concentraties van PCBs in sterneneieren hoog, ze overschreden ruim de limiet van 20 ng/g, wat overigens ook op alle andere onderzochte locaties het geval was. Ook de concentraties van Hg overschreden in Zeebrugge, evenals op alle andere locaties, ruim de limiet van 160 ng/g. Voor wat betreft HCB, DDT en HCH behoorde Zeebrugge tot de minst vervuilde locaties in Europa. Toch werd de norm van 2 ng/g HCB en 10 ng/g voor DDT nog altijd overschreden in Zeebrugge. Voor HCH werd de limiet van 2 ng/g niet overschreden.

W03			
Param	Data	95% CI	Jaar
CU			-
CR			-
CD			-
HG			-
PB			-
ZN			-
CB28			2020
CB52			2032
CB101			-
CB118			-
CB138			2050
CB153			-
CB180			2025
BAA			2013
PA			-
PYR			-
ICDP			-
BAP			2010
NAP			-
FLU			-
BGHIP			-
ANT			2010
CHR			-
DDEPP			-
DIELD			2051
HCB			2022
HCHG			2018

W01			
Param	Data	95% CI	Jaar
CU			2008
CR			-
CD			-
HG			2016
PB			-
ZN			2088
CB28			-
CB52			*
CB101			2022
CB118			2020
CB138			2032
CB153			-
CB180			-
BAA			2009
PA			-
PYR			2011
ICDP			-
BAP			2010
NAP			2020
FLU			-
BGHIP			2010
ANT			2009
CHR			-
DDEPP			*
DIELD			-
HCB			-
HCHG			2031

W04			
Param	Data	95% CI	Jaar
CU			-
CR			-
CD			-
HG			-
PB			-
ZN			-
CB28			-
CB52			*
CB101			2012
CB118			2008
CB138			-
CB153			-
CB180			2011
BAA			-
PA			2010
PYR			-
ICDP			-
BAP			2008
NAP			-
FLU			2009
BGHIP			-
ANT			2010
CHR			-
DDEPP			*
DIELD			up
HCB			-
HCHG			2019

Figuur 2.32: Contaminanten in sediment. Data: vergelijking van gemiddelde concentratie van 2008 met evaluatiecriteria; 95% CI: vergelijking van de berekende concentratie van 2008 vermeerderd met het 95% betrouwbaarheidsinterval met de evaluatiecriteria om de natuurlijke variabiliteit in rekening te brengen; Jaar: voorspeld jaar van verbetering van klasse indien de waargenomen significante lineaire trend zich verderzet (-: geen trend; up: stijgende trend; *: geringe daling). Blauw: benadert de achtergrondconcentratie; Groen: tussen achtergrondconcentratie en de concentratie waaronder geen negatief effect verwacht wordt; Rood: boven de concentratie waaronder geen negatief effect verwacht wordt.



Figuur 2.33: Contaminanten in biota. Blauw: benadert de achtergrondconcentratie; Groen: tussen achtergrondconcentratie en de concentratie waaronder geen effect verwacht wordt (grenswaarde); Rood: boven de grenswaarde.

3. Belastende en beïnvloedende factoren

Een groot deel van het BCP kent een lange geschiedenis van menselijke ingrepen, zoals visserijactiviteiten, kust- en havenbouw en de aanleg van vaargeulen, met fysische vernietiging, beschadiging of verstoring als gevolg. Infrastructuurwerken (havenbouw, vaargeulen) zijn geassocieerd met verdiepings-, verbredings- en onderhoudsbaggerwerken en het storten van vooral slibrijke sedimenten op welbepaalde stortplaatsen in zee. De vraag naar grondstoffen en energiebehoeften heeft geleid tot de toekenning van concessiezones voor mariene aggregaatextractie en van offshore windmolenparken, alsook de plaatsing van talrijke kabels en pijpleidingen. Andere verstoringen betreffen onderwatergeluid, zwerfvuil en de mogelijke effecten van klimaatsveranderingen.

3.1. Fysische vernietiging

3.1.1 Haveninfrastructuren en baggerwerken

De bouw van de haven van Zeebrugge in de twintigste eeuw, en recent de zeewaartse uitbreiding van de haven van Oostende evenals de verbreding/verdieping van bestaande vaargeulen zijn de meest ingrijpende menselijke activiteiten die tot fysische vernietiging van de zeebodem hebben geleid. Afdichting door permanente constructies beslaat een oppervlakte van ongeveer 12 km² voor de buitenhaven van Zeebrugge en van ongeveer 0,5 km² voor de buitenhaven van Oostende. De vaargeul Pas van het Zand werd begin van de twintigste eeuw gebaggerd doorheen een zandbank (Van Mierlo 1908; Fettweis *et al.* 2009) en werd regelmatig verdiept en verbreed, evenals de vaarroute naar de Westerschelde (Scheur). Verdiepingsbaggerwerken bedroegen gemiddeld 1,5 miljoen ton droge stof per jaar over de periode 1997-2010 (Lauwaert *et al.* 2011). Deze vaargeulen en de buitenhaven van Zeebrugge hebben vandaag een diepte van 15,5 m ten opzichte van het referentieniveau Lowest-Astronomical Tide (LAT), wat dus significant dieper is dan de nabije omgeving (<10 m LAT).

3.1.2. Windmolenparken

De oppervlakte van de windmolenparken bedraagt 238,5 km² in 2010 wat overeenkomt met 7 % van het BCP.

De natuurlijke zachte substraten waarop de windmolens worden gebouwd, ondergaan veel veranderingen door baggerwerken, erosie en organische aanrijking rond windmolens, etc. Hoewel het aantal windmolens nog beperkt is werden er toch al een aantal opmerkelijk inzichten verworven (Degraer *et al.* 2010, 2011).

Afhankelijk van het funderingstype van de windmolen en de lokale dynamiek van de zeebodem werd er geen, een statische of een dynamische erosiebescherming aangebracht. De statische erosiebescherming werd toegepast voor de eerste zes windmolens van C-Power (met gravitaire fundering) en wordt aanzien als een vernietiging van de van nature zachte zeebodem en omvat een beperkte oppervlakte van ongeveer 0,01 km². Bij de andere windmolens werd de dynamische

erosiebescherming toegepast. Hierbij laat men de erosieputten eerst ontwikkelen om deze vervolgens op te vullen met stenen. Deze erosiebescherming komt amper boven het niveau van zeebodem uit en bijgevolg bestaat de lange-termijn vernietiging van de zachte bodem hier dus vrijwel enkel uit de oppervlakte van de funderingspaal. Dit komt op minder dan 0,01 km² voor de 56 palen van Belwind op de Bligh Bank en de 48 Jacket-funderingen van C-Power op de Thorntonbank.

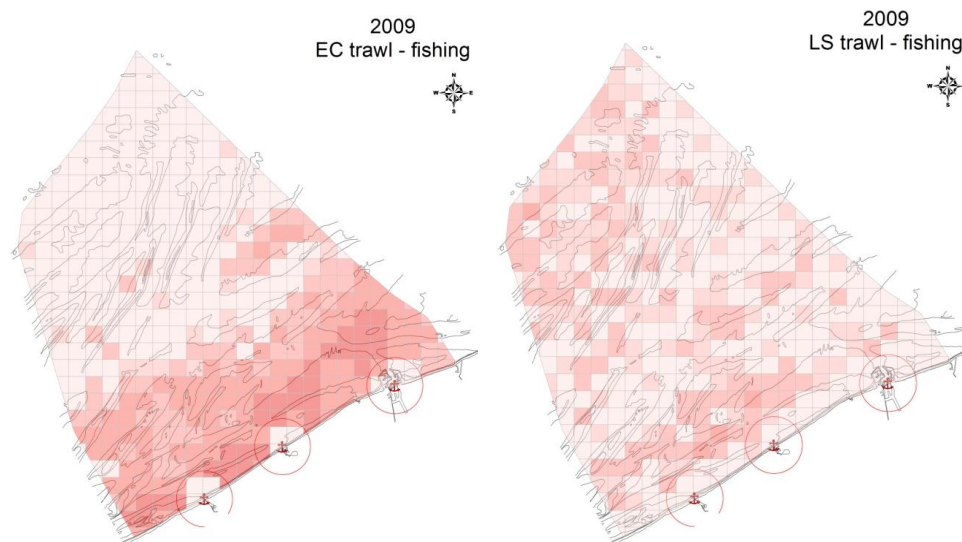
3.2. Fysische beschadiging

3.2.1. Visserijactiviteiten

Om de effecten van zeevisserij te kunnen evalueren is een uitgebreide reeks variabelen nodig, zoals visserijinspanning, vistechiek en factoren als locatie, tijd, beheersmaatregelen en vissersgedrag. De effecten op de zeebodem konden worden aangetoond met behulp van multibeam metingen.

De visserij werd gelokaliseerd op basis van vluchtgegevens, monitoringscampagnes op zee en ‘*Vessel Monitoring System*’-gegevens (VMS) (Depestele *et al.* 2008, 2012). Garnalvisserij vindt voornamelijk plaats in de kustzone (<3 mijl), rond de Vlake van de Raan, Oostende en de Kustbanken. Enkel de Belgische boomkoractiviteit (Eurokotter) kon in kaart worden gebracht via data van VMS, en waren geconcentreerd voor 2006-2009 op de Vlaamse Banken en ten zuiden van de Gootebank. Grotere boomkorvaartuigen zijn uniformer verdeeld over het BCP, maar hun intensiteit is lager.

De fysische effecten van boomkorvisserij zijn afhankelijk van de grootte en de intensiteit van de interacties tussen de visserijactiviteit en het sediment/habitat. Boomkorvisserij heeft vooral een sterk significante impact op de zeebodem door de hoge intensiteit van de interactie en niet door de beviste oppervlakte (Løkkeborg 2005; Polet *et al.* 2010). Een van de belangrijkste effecten van boomkorvisserij is het verwijderen van de fysische structuren door homogenisering van het sediment en het wegnemen van zandribbels en de door organismen gevormde ophopingen en buisjes. Andere effecten zijn sedimentresuspensie met lokaal verlies aan of bedekking door sediment, verlies aan driedimensionale structuren, wijzigingen in de turbiditeit en zichtbaarheid onder water en samendrukking van het sediment (Løkkeborg 2005; Depestele *et al.* 2012). Boomkorvisserij laat detecteerbare sporen na die tot enkele dagen zichtbaar blijven (Fonteyne 1999, 2000; Van Lancker *et al.* 2009). Voor een gebied ter hoogte van de Thorntonbank werd de cumulatieve boomkorintensiteit geschat op basis van akoestische zeebodemwaarnemingen. Over de zandbank varieerde de intensiteit van de boomkorsporen van 30-73% met de hoogste waarden in de overgang van de zuidelijke geul naar de zandbank (Van Lancker *et al.* 2012). Lokaal was de zeebodem volledig gefragmenteerd door visserijactiviteiten. Voor andere gebieden bestaan deze ruimtelijke impactgegevens nog niet, maar er kan worden uitgegaan dat de beschadiging door visserij gelijkaardig is. Over het algemeen zijn de visserijactiviteiten geconcentreerd in de geulen tussen de zandbanken en hebben ze de hoogste impact langsheen de hellingen van de zandbanken.



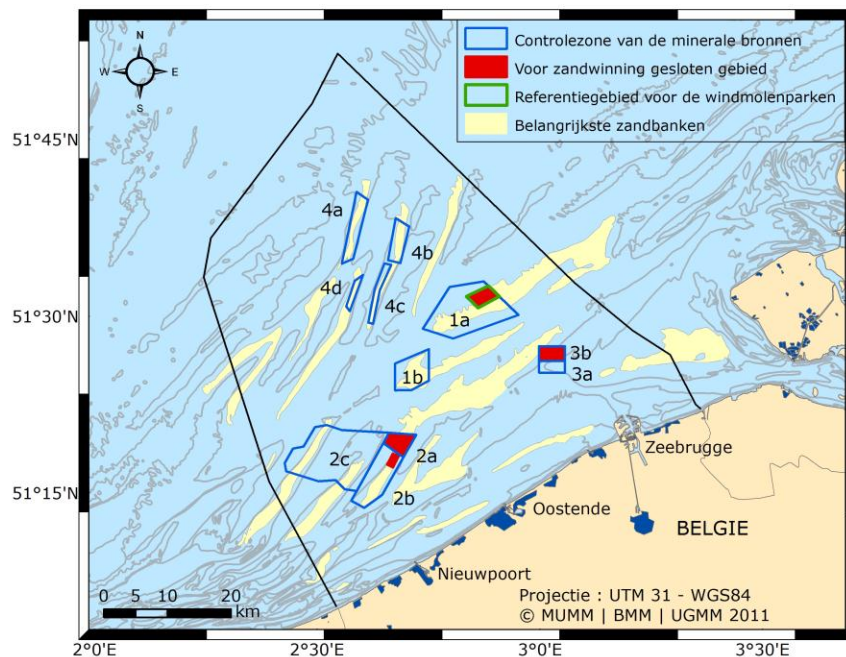
Figuur 3.1 Kaart van de visserijinspanning van Belgische visserijvaartuigen op het BCP (9 km² cel voor 2009 per vaartuigtype). EC trawl: sleepnet \leq 221 kW, LS trawl: sleepnet $>$ 221 kW). Kleuren geven de gradiënten weer in aantal VMS-registraties (aangepast uit Depestele *et al.* 2012)

3.2.2. Aggregaatextractie

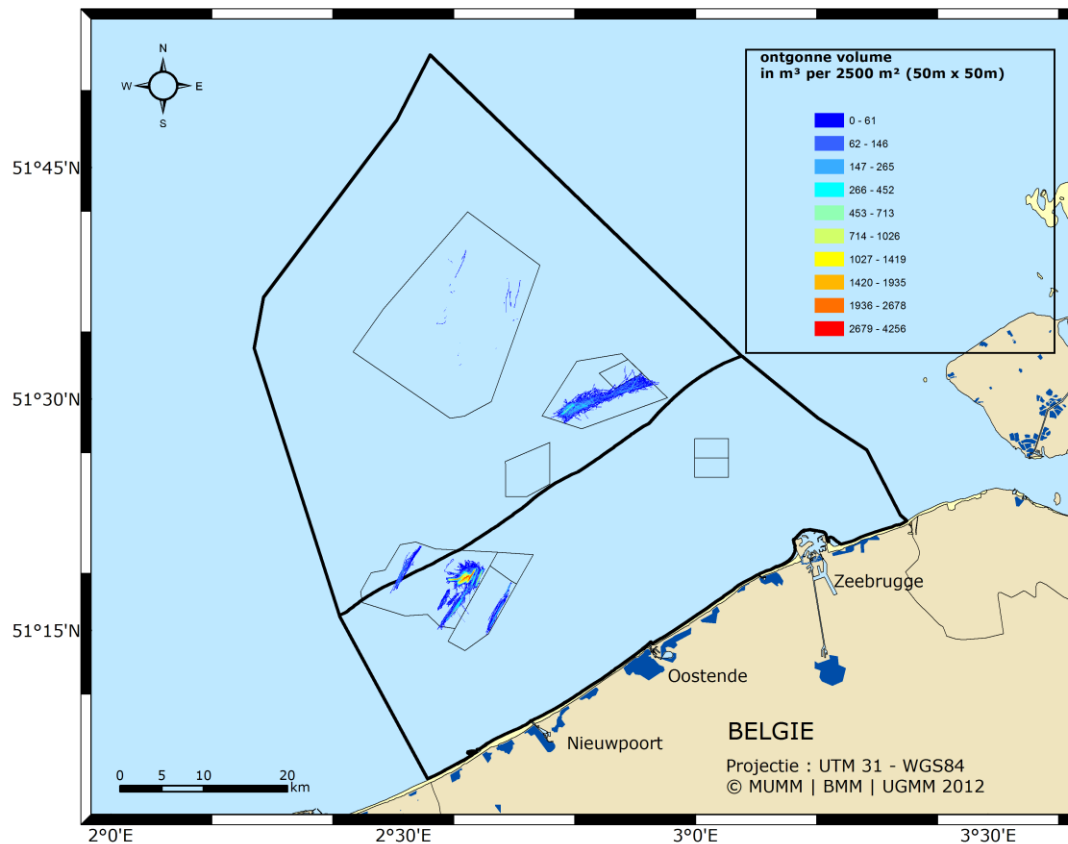
Aggregaatextractie is toegelaten in 4 grote zones (11 deelzones), met een totale oppervlakte van ongeveer 321 km². In totaal wordt jaarlijks 2 miljoen m³ zand ontgonnen (2008-2010) voor kustbescherming en commerciële doeleinden. De zandwinning is niet gelijkmatig verdeeld in de concessiezones, maar is sterk geconcentreerd in functie van de gewenste sedimentkwaliteit.

Fysische beschadiging van de zeebodem ontstaat door het selectief onttrekken van zand en sporadisch grind. De sleephopperzuigers die hiertoe worden ingezet laten 10 tot 50 cm diepe groeven na, per extractie (Degrendele *et al.* 2010). Monitoringsresultaten, op basis van gedetailleerde akoestische dieptemetingen, tonen aan dat in de intensief ontgonnen gebieden morfologische depressies ontstaan in de zeebodem (Degrendele *et al.* 2010). In deze gebieden worden de activiteiten stopgezet bij een bodemverlaging van 5 m ten opzichte van een referentieniveau. Dit kan een ontginning betekenen tot op de basis van een geologisch grensvlak waardoor verdere ontginning tot andere substraattypes kan leiden (Bellec *et al.* 2010; Van Lancker *et al.* 2010). Toch blijft de fysische lokaal (Degrendele *et al.* 2010; Roche *et al.* 2011). In de depressie op de Kwinte Bank kan negen jaar na stopzetting van de activiteiten kon geen fysisch herstel aangetoond worden (Degrendele *et al.* 2010; Roche *et al.* 2011). Vooral als de depressies de stroming kanaliseren (Garel 2010) en ze bij tijdkentering fijn sediment vangen (Bellec *et al.* 2010) kunnen op termijn habitatveranderingen ontstaan. Het grotere aanbod aan fijn sediment kan te wijten zijn aan een verhoging van de turbiditeit tijdens de extractie. Indirecte effecten, zoals impact op kustveiligheid en op stabiliteit van zandbanken konden nog niet worden aangetoond (Verwaest 2008; Van den Eynde *et al.* 2010 b; Van Lancker *et al.* 2012).

Door het geringe gehalte aan fijnkorrelige sedimenten in de zeebodem in deze zones is een verhoging van de turbiditeit tijdens de extractie totnogtoe minder belangrijk geacht. Niettemin werd op sommige locaties een verfijning van sediment aangetoond (Bellec *et al.* 2010; De Backer *et al.* 2011).



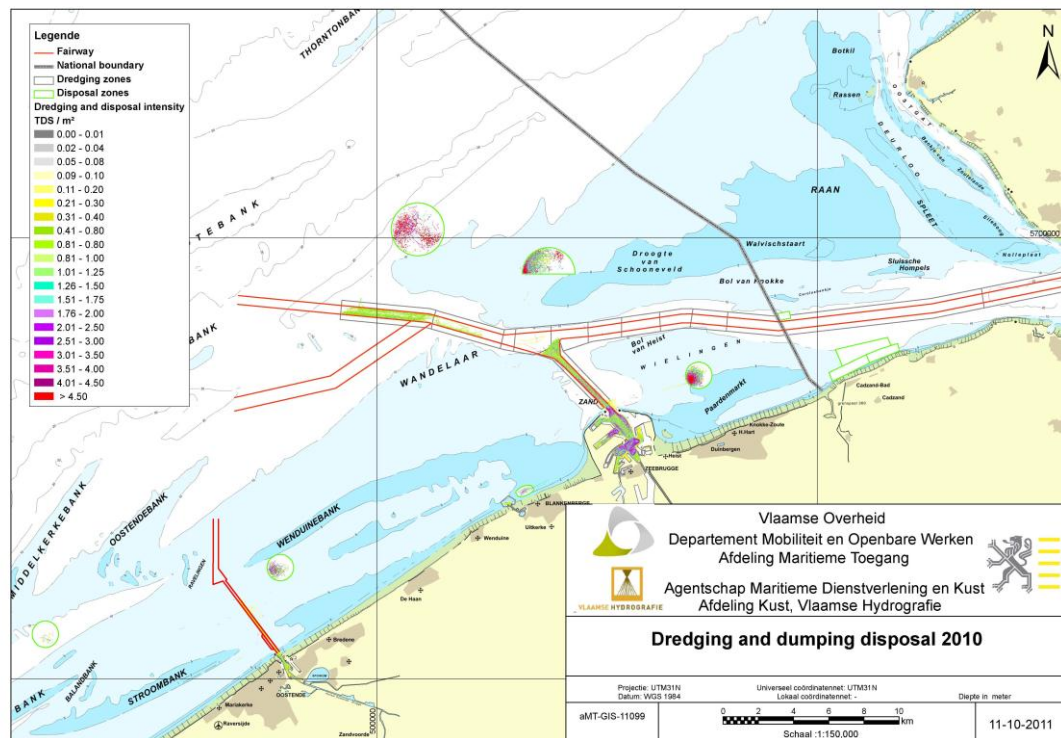
Figuur 3.2: Controlezones voor de ontginning van zand en grind op het BCP in 2011.



Figuur 3.3: Ontgonnen volume in 2010.

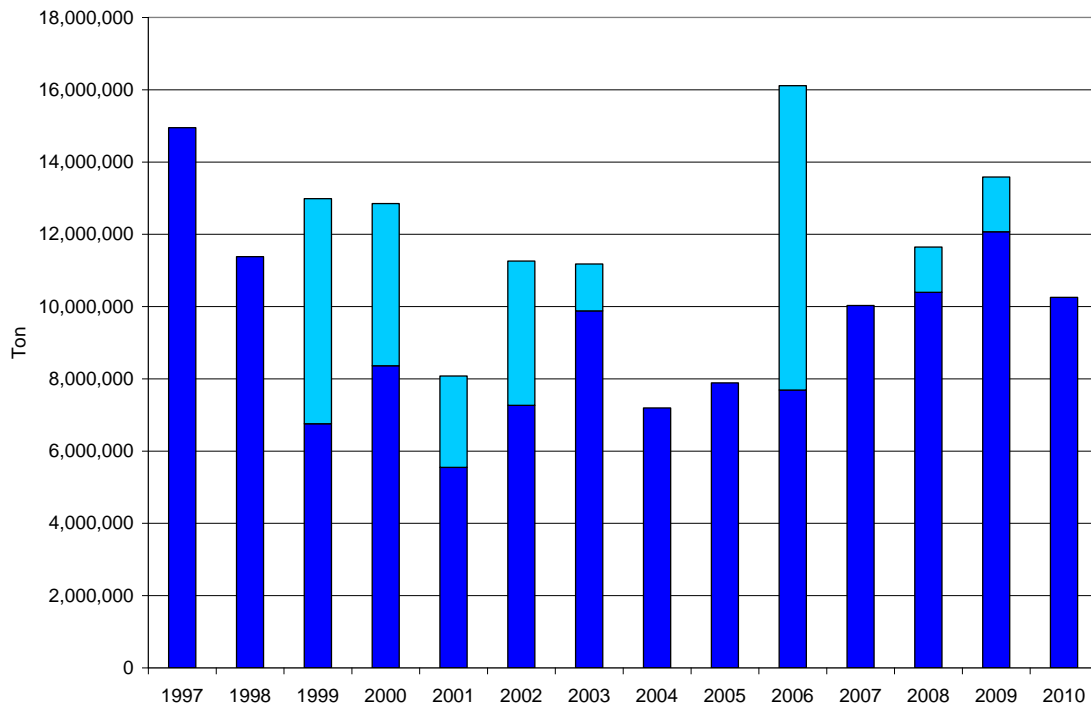
3.2.3. Onderhoudsbaggerwerken en storten van baggerspecie

De havens en de vaargeulen zijn efficiënte sedimentatieplaatsen voor sedimenten (vooral slib, maar ook fijn zand). Om de maritieme toegankelijk van de havens en de Westerschelde te garanderen worden daarom heel regelmatig onderhoudsbaggerwerken uitgevoerd. Jaarlijks worden er ongeveer 10 miljoen ton droge stof gebaggerd en terug in zee gestort (Lauwaert *et al.* 2011).



Figuur 3.4: Bagger- en stortintensiteitskaart in 2010

De hoeveelheden in zee gestorte baggerspecie worden bijgehouden sedert 1991, het jaar waarin de eerste vergunningen voor het storten in zee van baggerspecie, werden afgeleverd.



Figuur 3.5: Overzicht van de in zee gestorte hoeveelheden baggerspecie sinds 1997 uitgedrukt in ton droge stof. De statistische periode begint in april en eindigt in maart het jaar erop. Donkerblauw: onderhoudsbaggerwerken. Lichtblauw: verdiepingsbaggerwerken. Bron BMM.

Meer dan 70 % van het gebaggerde materiaal bestaat uit silt en klei. Deze bagger- en stortactiviteiten beschadigen de zeebodem op en rond de stortplaatsen door begraving met sedimenten, in de vaargeulen door het continue weghalen van sedimenten en in een grotere omgeving door een verandering in sedimentsamenstelling.

De oppervlakte van de vijf stortzones bedraagt 16 km². De invloed van stortactiviteiten is echter niet beperkt tot de stortzone zelf en kan zich uitstrekken in een groter gebied rond de zone (Du Four en Van Lancker 2008; Van Lancker *et al.* 2011). 60-70 % van het gestorte materiaal wordt aldus weggetransporteerd en blijft niet op de stortplaats. Een groot deel van dit materiaal bestaat uit slib dat in suspensie gebracht kan worden en een verhoging van de turbiditeit met 50-100 mg/l als gevolg heeft in een gebied met een diameter van 20 tot 40 km rond de stortzone (Van den Eynde en Fettweis 2006). Een ander deel bestaat uit fijn zand dat verplaatst wordt en zo de bathymetrie en sedimentsamenstelling rond de stortzone verandert. Zo werd de ligging van de stortplaats S1 in 2003 opgeschoven naar het noordwesten aangezien zich een artificiële duin had opgebouwd door de regelmatige stortingen van baggerspecie en de stortplaats niet meer toegankelijk was voor de baggerschepen. Na het beëindigen van de stortactiviteiten werd er een geleidelijk fysisch herstel van de zeebodem waargenomen (Du Four en Van Lancker 2008).

Cumulatieve effecten

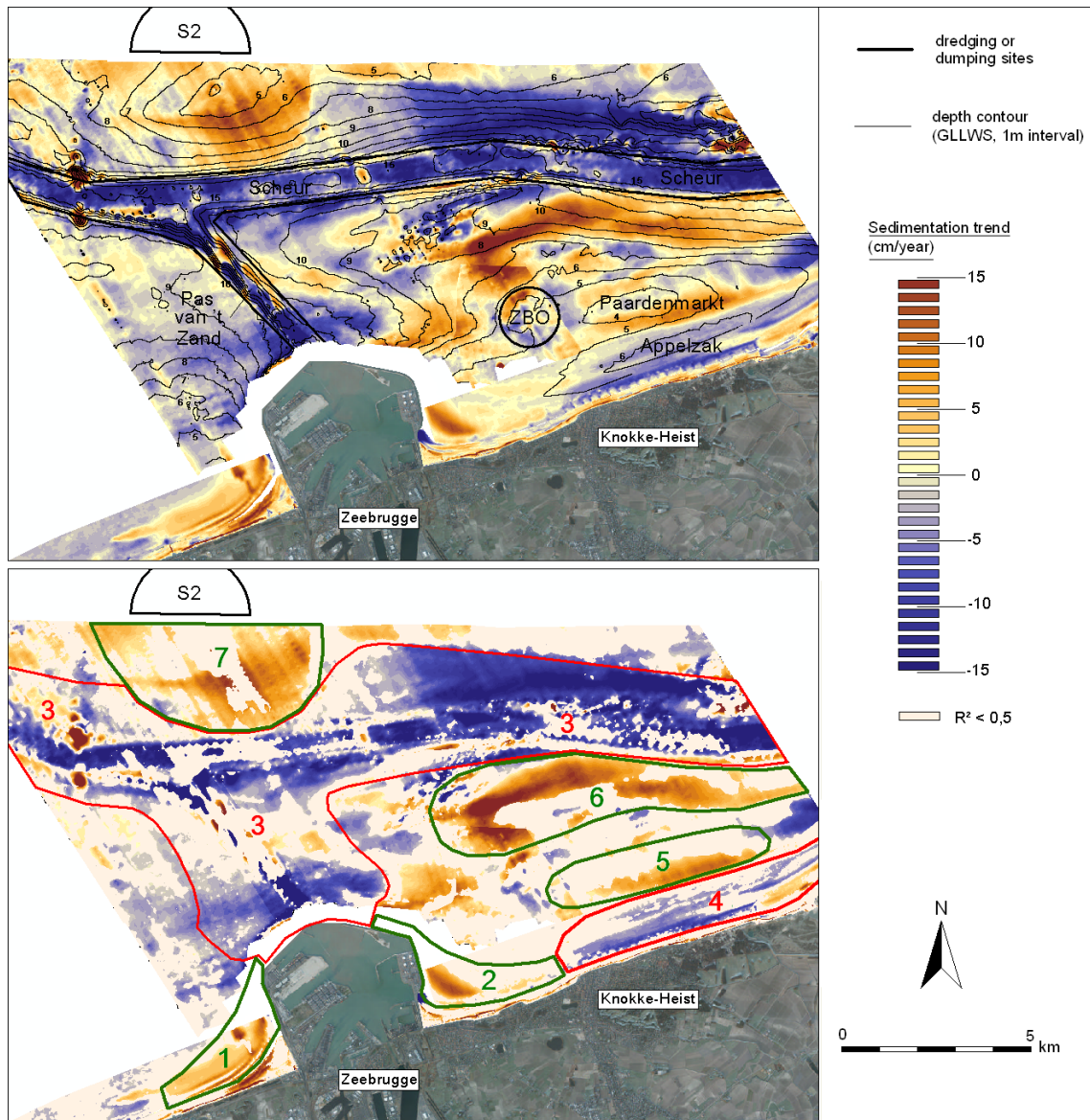
De bagger- en stortoperaties, en de grote infrastructuurwerken in de kustzone, hebben een significante invloed gehad op de verdeling van fijnkorrelige sedimenten (Fettweis *et al.* 2009; Houziaux *et al.* 2011). Er werd vastgesteld dat afzettingen van vers tot zacht geconsolideerde sliblagen vandaag geconcentreerd zijn in gebieden met hoge menselijke impact, terwijl deze 100 jaar geleden meer verspreid waren. Uit recente metingen in de kustzone blijkt verder dat hooggeconcentreerde slibsuspensies in de kustzone ook het gevolg zijn van de aanleg van vaargeulen. Deze fungeren meestal als een slibvang, maar tijdens stormen kunnen grote hoeveelheden aan slib eroderen. Deze dragen significant bij tot de vorming van hooggeconcentreerde slibsuspensies, zoals werd gemeten ter hoogte van Zeebrugge na stormen (Fettweis *et al.* 2010). Hooggeconcentreerde suspensielagen ontstaan ook door het storten zelf. Het gestorte materiaal concentreert zich vooral in de bodemlaag en kan daar zorgen voor een min of meer continue aanwezigheid van hooggeconcentreerde slibsuspensies en dit in een grotere omgeving van de stortplaats (Fettweis *et al.* 2011). Deze slibsuspensies kunnen aanzien worden als een tijdelijke afdekking van de zeebodem.

3.2.4. Morfologische veranderingen (Baai van Heist, erosie Zeebrugge)

Morfologische veranderingen op de stranden, vooroever en kustzone werden bestudeerd op basis van bathymetrische verschilkaarten en trendanalyses (Van Lancker *et al.* 2011; Janssens en Verwaest 2011). Over de periode 1997-2010, werden erosie- en sedimentatiesnelheden afgeleid waarbij de volgende trends significant werden weerhouden: (1) erosie van de geulen aan -0,02 tot -0,03 m/jaar; (2) erosie van de vooroever aan -0,03 tot -0,06 m/jaar; (3) sedimentatie in de duinen en dijkvoeten tot 0,15 m/jaar; en (4) sedimentatie te wijten aan menselijke ingrepen aan 0,03 tot 0,05 m/jaar. Deze trends manifesteren zich gelijkmatig over de gehele Belgische kust, weliswaar zijn de snelheden het grootst nabij havenconstructies. Vooral de bouw van de buitenhaven van Zeebrugge heeft belangrijke morfologische veranderingen geïnitieerd. Erosie is prominent aanwezig langsheen het zeewaartse gedeelte van de westelijke strekdam. Door de strekdammen is er een onderbreking in het littorale sedimenttransport opgetreden waardoor langsheen beide havendammen sedimentatie opgetreden is. Hierdoor is het strand met enkele honderden meter zeewaarts uitgebreid (Van Lancker *et al.* 2011).

De haven heeft de hydrodynamica lokaal verstoord (neervorming, afscherming van golven), waardoor ten oosten van de haven een zandbank is ontstaan die bij laagwater boven water komt te liggen (Van den Eynde *et al.* 2010a).

In de vooroeverzone is er tussen 1976-1998 een afzetting van 21 miljoen m³ opgetreden, waarvan 18,5 miljoen m³ direct tijdens de werken aan de uitbouw van de haven. Na de uitbouw van de haven in 1986 is er aan de vooroevers ten oosten van de havendam en voor Heist en Duinbergen een afzetting van gemiddeld 0,06 m/jaar.



Figuur 3.6: Erosie- en sedimentatiepatronen rond de Haven van Zeebrugge (Van Lancker *et al.* 2011; Janssens en Verwaest 2011). De bovenste figuur toont alle trends; de figuur onderaan toont enkel de trends met een $R^2 > 0.5$. De zones (1) (2) (3) en (7) zijn geassocieerd aan de haveninfrastructuurwerken, alsook het baggeren en storten ten behoeve van het vrijhouden en op diepte brengen van navigatiekanalen. De trends in zone (4) (erosie in de ebgetijdegeul Appelzak), (5) en (6) (Paardenmarkt zandbank en Wielingen) hebben geen duidelijk verband met menselijke ingrepen. Cumulatieve effecten op het milieu worden hier waargenomen: fysische vernietiging, beschadiging, en verstoring.

3.3. Fysische verstoring

3.3.1. Onderwatergeluid

Onder water is de zee geen wereld van stilte. Daarvoor zorgen natuurlijke verschijnselen zoals regen, golfslag en getijstromingen, naast talrijke diersoorten: zeezoogdieren die communiceren of voedsel zoeken, vissen op zoek naar een partner, klepperende schelpdieren en kreeftachtigen die knarsetanden. Geluid is een golf die zich door een medium (vb. lucht of water) voortbeweegt en op oppervlaktes (zoals een trommelmvies) een variabele druk uitoefent. Onder water plant geluid zich vijf keer sneller voort dan in de lucht. De damping van geluid onder water, of de vermindering van de amplitude met de afstand, is afhankelijk van de frequentie: terwijl de amplitude van hoogfrequent geluid zeer snel vermindert met de afstand tot de bron, kan laagfrequent geluid nog meetbaar zijn tot op vele tientallen km afstand.

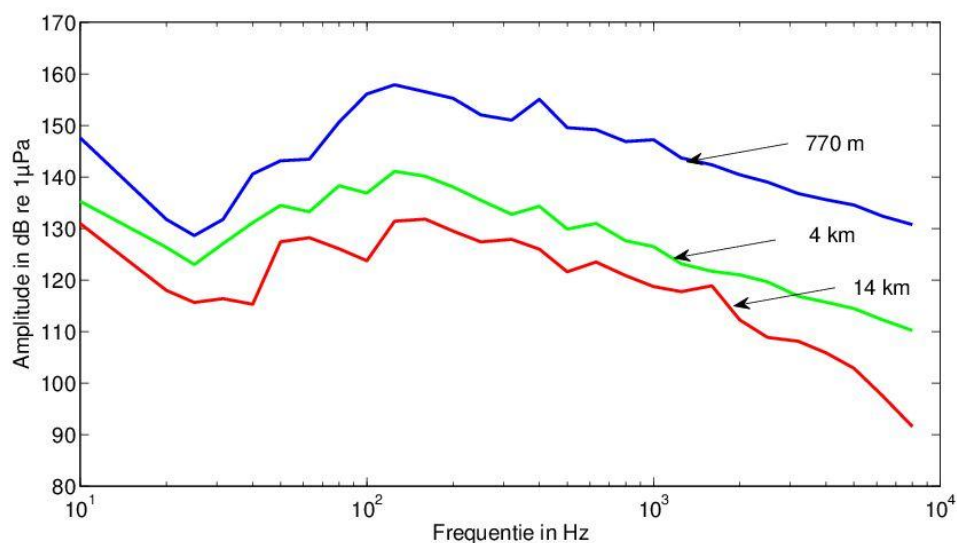
Steeds vaker wordt onderwatergeluid afkomstig van menselijke activiteiten als een belangrijke vorm van zeevervuiling aanzien. Scheepvaart, constructieactiviteiten, de sonar van vaartuigen, wetenschappelijk onderzoek, het transport van gas door pijpleidingen, en bepaalde militaire activiteiten zorgen voor een verhoging van het onderwatergeluid, elk met een typische frequentie en amplitude.

Bepaalde geluidsbronnen kunnen directe effecten hebben op individuele organismen of op hun prooi. Over het algemeen maakt men een onderscheid tussen kortetermijn effecten en langetermijn effecten. Kortetermijn- of acute effecten kunnen veroorzaakt worden door korte maar intense geluidsbronnen, met mogelijk de dood of verwondingen van organismen zoals zeezoogdieren, vissen of inktvissen tot gevolg. Een langdurige (chronische) blootstelling aan minder intense geluidsbronnen kan een invloed hebben op de kwaliteit van habitats, en daardoor op populaties van bepaalde organismen. Het is echter zeer moeilijk dergelijke effecten vast te stellen omwille van de ingewikkelde fysische parameters waarmee het geluid en de voortzetting van geluid gekenmerkt worden, en omwille van de moeilijkheden om in het veld effecten te bepalen en daaruit conclusies te trekken.

Het achtergrondgeluidsniveau zoals vastgesteld op het BCP met natuurlijke en antropogene componenten, bedraagt bij windsnelheden van 2 tot 3 Beaufort gemiddeld ongeveer 100 dB re 1 μ Pa tussen 10 Hz en 2 kHz (Henriet *et al.* 2006). Naast het scheepvaartverkeer, zandwinning en visserij, veroorzaken recent ook de bouw en exploitatie van offshore windparken een verhoging van dat geluidsniveau.

Tijdens het heien van funderingen van windmolens in de zeebodem wordt een erg hoge geluidsdruk onder water geproduceerd, met piekniveaus van 195 en 160 dB re 1 μ Pa op respectievelijk 600 m en 14 km van de heillocatie (Norro *et al.* 2010). Aangezien zeezoogdieren zelf geluiden gebruiken om te communiceren en te jagen, is het belangrijk de invloed van deze geluidsdruk op het gedrag en de verspreiding van zeezoogdieren (vooral bruinvissen) te onderzoeken. Ook het operationele geluid van windmolens kan een wijziging in gedrag veroorzaken want bruinvissen zijn zeer gevoelig voor lawaai. De operationele geluidsdruk van de Belgische windmolens is slechts tot 25 dB re 1 μ Pa boven het achtergrondlawaai en

dus worden er geen acute effecten verwacht. Dit geluid blijft echter wel duren zolang de windmolens er staan en het kan dus wel leiden tot chronische effecten.



Figuur 3.7: Pieken in het onderwatergeluid (1/3 octaafband spectrum) gemeten op drie afstanden van de Blighbank, tijdens het heien van de fundering voor een windturbine.

3.3.2. Zwerfvuil op zee

“Marien zwerfafval” duidt op eender welk moeilijk afbreekbaar, menselijk vervaardigd of verwerkt, vast materiaal dat opzettelijk afgedankt of per ongeluk achtergelaten wordt en zo rechtstreeks of via rivieren en kanalen in het kust- en mariene milieu terechtkomt. Marien zwerfafval kan dus zowel van land als van zee afkomstig zijn. Alleen al in de Noordzee wordt er naar schatting jaarlijks 20.000 ton afval gedumpt. Daar maakt plastic bij benadering 75 % van uit.

Zwerfvuil op de stranden heeft economische en ecologische effecten. De stranden worden minder aantrekkelijk voor het kusttoerisme en heel wat organismen ondervinden nadelige gevolgen van vooral plastic afval. Zo bleek uit een Nederlands onderzoek in 2003 dat ongeveer 95 % van de aangespoelde Noordse Stormvogels (*Fulmarus glacialis*) plastic afval in hun maag hebben. Tijdens meetcampagnes tussen 2002 en 2006 in Oostende en Koksijde werden gemiddeld 1000 voorwerpen per kilometer verzameld.

Hoewel er ook in de herkomst van het afval een grote variatie optreedt, blijkt toch dat de scheepvaart (visserij en commercieel) een groot aandeel heeft. Nylon netten waren het meest aangetroffen voorwerpen op de Belgische stranden. Maar ook toerisme is niet onbelangrijk. Vaak blijken ook nieuwe voorwerpen op te duiken zoals kartonnen hulzen van vuurwerk of nieuwe verpakkingen. Opvallend is de hoge frequentie van resten van ballonnen, en sigarettenpeuken.

Met uitzondering van onopzettelijk vrijgekomen afval bijvoorbeeld als gevolg van ladingverlies, is het grootste deel van het mariene en kustzwerfvuil te vermijden door eenvoudige procedures en een verantwoordelijke houding van de betrokkenen. Er worden maatregelen genomen om het zwerfvuil te verminderen op allerlei niveaus,

van het bannen van zakken in de supermarkt tot het internationaal reguleren van scheepsafval, en de kustgemeentes lanceren allerlei sensibiliseringsprojecten en campagnes om de hoeveelheid zwerfvuil te reduceren.

In België steunt het huidige Fishing for Litter-project (tot 2011) en Waste Free Ocean (vanaf 2011) op de samenwerking tussen overheid en vissers (Dienst Marien Milieu 2011). Concreet betekent dit dat de vissers het afval dat zij tijdens hun vistochten in hun netten opvissen niet overboord gooien, maar aan wal brengen voor verwerking. Zo werd tot 2011 al 31 ton afval opgevist en aan wal gebracht.

3.3.3. Klimaatverandering

De klimaatveranderingen zorgen voor fysische verstoringen die het ecosysteem van de zuidelijke Noordzee zeker kunnen beïnvloeden.

De kennis over de gevolgen van de klimaatverandering op het BCP zijn (Van den Eynde *et al.* 2011):

1. Het zeeniveau in Oostende is gemiddeld met 1,69 mm per jaar gestegen in de periode 1927–2006. Sinds 1992 is de verhoging zelfs versneld en bereikt nu 4,41 mm per jaar.
2. De watertemperatuur van de Noordzee verhoogt tegenwoordig met 0,023 °C tot 0,053 °C per jaar.
3. De tijdsreeksen van de windsnelheid voor de kust van België, de significante golfhoogte en de frequentie van het voorkomen van stormen lijkt geen echte tendens te vertonen. Maar, omdat deze pas beginnen op het einde van de jaren '70, zijn de reeksen nog te kort om al definitieve conclusies te trekken.

Aan de andere kant, sommige simulaties in het kader van deze studie, geven aan dat de stijging van het zeeniveau een duidelijke verhoging van de stromingen en van de significante golfhoogte zal teweeg brengen aan de Belgische kust.

3.4. Verontreiniging met gevaarlijke stoffen

De voornaamste bronnen van gevaarlijke stoffen in onze kustwateren zijn industriële processen, landbouw, verbranding van afval en fossiele brandstoffen, toepassingen zoals verven en asfalteren, lekken en uitloging tijdens de opslag van afval en afvloeit of uitloging van verontreinigde oppervlakken. Die diverse chemicaliën komen als opgeloste stoffen en gebonden aan de zwevende deeltjes in beken en rivieren en uiteindelijk in zee terecht. Transport via de atmosfeer is op wereldschaal de belangrijkste bron waarlangs verontreinigende stoffen de zee kunnen bereiken, maar dit wordt voor onze kustzone overschaduwed door het transport via het water.

De Belgische kustzone wordt vooral beïnvloed door de drie rivierbekkens, Seine-Somme, Schelde en Maas-Rijn, en de Atlantische oceaan. Vermits ze allemaal door sterk geïndustrialiseerde en dichtbevolkte gebieden lopen, zijn ze doorgaans zwaar beladen met ongewenste componenten die aanleiding geven tot zowel eutrofiëring als verontreiniging door chemische stoffen. Atlantisch zeewater zal dan weer voor verdunning zorgen wat de situatie voor de kust bijzonder complex maakt.

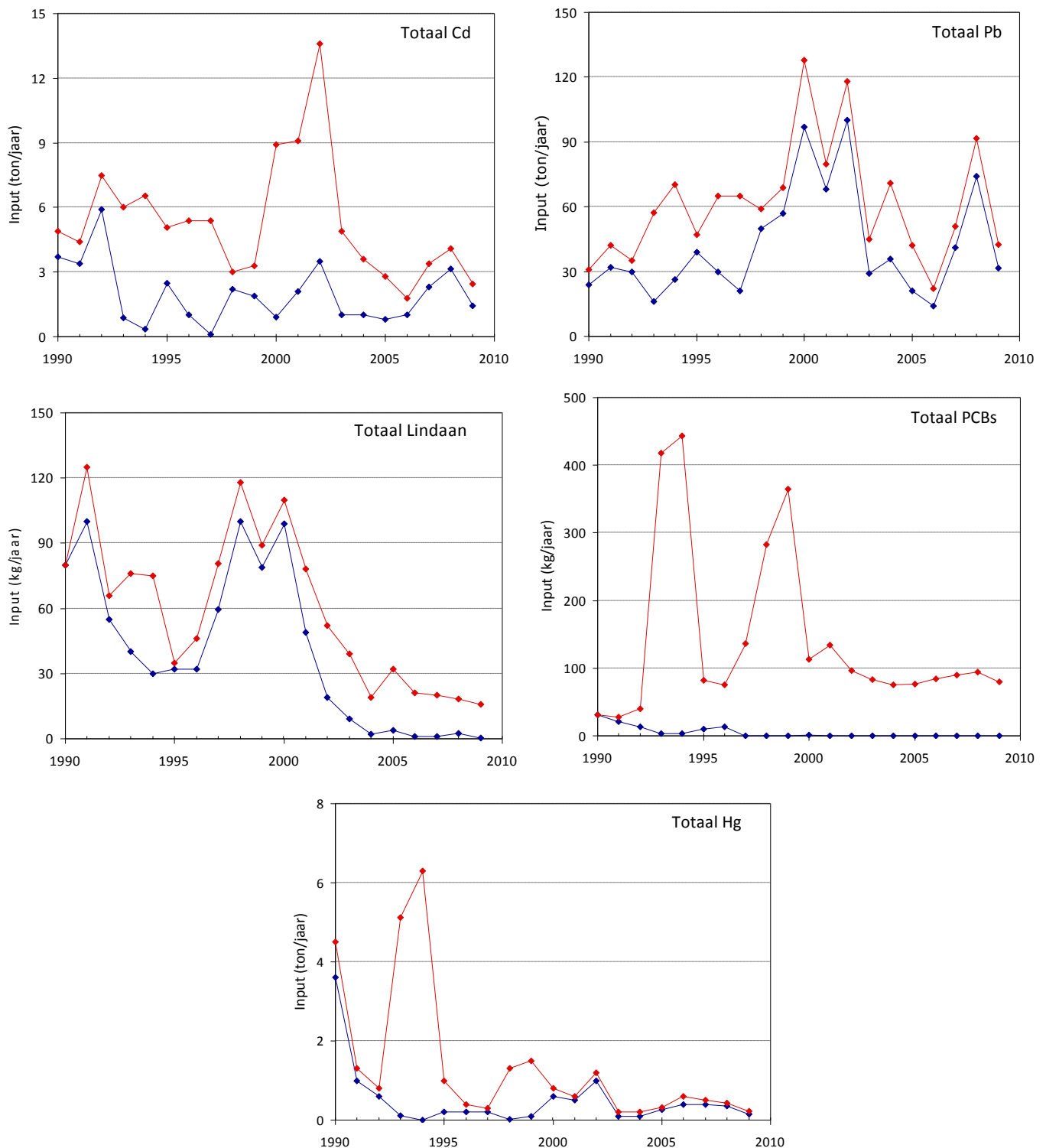
De rivieren en de atmosfeer worden beschouwd als diffuse bronnen maar daarnaast dienen ook de directe lozingen in zee te worden beschouwd. Accidentele of moedwillige olielozingen zijn hierbij zeker de bekendste voorbeelden maar hebben niet noodzakelijk de grootste impact. Belangrijk is verder dat vanaf het eind van de jaren 90 de industriële lozingspunten zijn gesloten en dat zuiveringsstations niet langer in zeegebieden lozen. In elk geval waren, gedurende de periode dat dit soort bronnen actief waren, de lozingen vrij onbelangrijk en erg klein in vergelijking met de totale Belgische vuilvracht naar zijn zeegebieden.

3.4.1. Toevoer van synthetische stoffen en zware metalen

De input van synthetische stoffen via diffuse bronnen wordt jaarlijks, in het kader van OSPAR-programma “Riverine Inputs and Direct discharges”, berekend voor cadmium, koper, lood, zink, kwik, lindaan en de PCBs. Voor andere synthetische stoffen en metalen bestaat er momenteel geen jaarlijks meetprogramma.

De evaluaties van de vuilvrachten van de bronnen in het kustbekken zijn benaderend aangezien deze zone een buitengewoon complex hydrografisch netwerk heeft en omdat de vrachten berekend worden door het product van concentraties en debieten. Bovendien kwam het regelmatig voor dat concentraties lager waren dan de detectielimieten voor kwik, cadmium, lindaan en de PCBs, wat nog supplementaire onzekerheid in de schattingen inbracht. Daardoor worden vrachten weergegeven met een hoogste en laagste schatting. De Schelde is de belangrijkste bron van vuilvracht naar de Noordzee vanuit België. Voor synthetische stoffen en zware metalen wordt meer dan 80 % tot zelfs 99 % van de totale Belgische vuilvracht aangeleverd door deze rivier.

De evolutie van de vuilvrachten in de laatste twee decennia wordt weergegeven in figuur 3.8. Voor de zware metalen kan geen statistische trend worden vastgesteld, hoewel er een duidelijk verschil is voor kwik wanneer het begin van de metingen vergeleken wordt met nu. De hoge variabiliteit in de vrachten, veroorzaakt door meettechnische problemen, wordt hiervoor als oorzaak aanzien. Voor lindaan is er een significante neerwaartse trend waarbij de vrachten nu driemaal lager liggen dan in het begin van de metingen. Voor de PCBs is er opnieuw geen statistisch significante trend vastgesteld, deels te wijten aan de metingen die beneden de detectielimieten liggen.



Figuur 3.8. Evolutie van de berekende vuilvrachten van prioritaire stoffen (hoogste schatting rood, laagste schatting blauw) voor de Belgische kust in de periode 1991-2009.

Voor alle bovenvermelde stoffen werden maatregelen genomen om de input naar het mariene milieu te stoppen. Initieel kunnen de maatregelen resulteren in een sterke en duidelijk aantoonbare afname maar de resultaten tonen dat het effect genomen maatregelen moet gezien worden op een grotere tijdschaal. De stopzetting van het gebruik van lindaan is een goed voorbeeld van een maatregel met snel aantoonbaar

effect. Het gebrek aan trends bij zware metalen en PCBs is vermoedelijk te wijten aan een gevarieerde historische verontreiniging die voor diverse diffuse bronnen (zoals het uitloggen van gecontamineerde bodems) zorgt, waardoor de situatie slechts geleidelijk zal verbeteren.

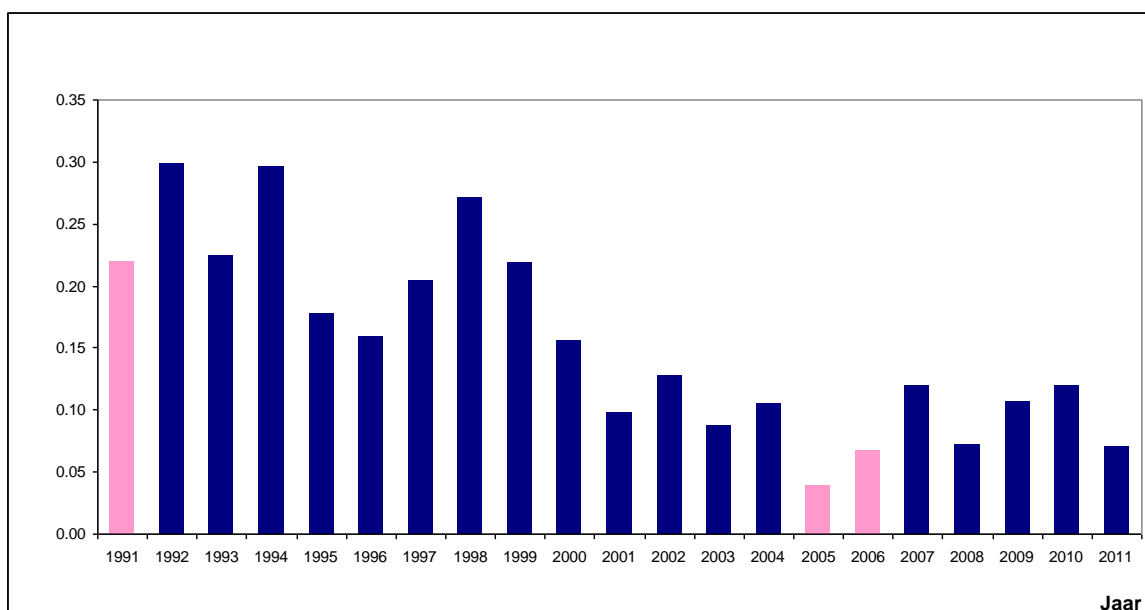
3.4.2. Verontreiniging door schepen (koolwaterstoffen)

Het BCP behoort tot de meest intensief bevaren wateren ter wereld. Ze bevatten twee cruciale scheepvaartroutes: de centrale route Noordhinder TSS (Traffic separation scheme of verkeersscheidingstelsel) die de hoofdverbinding vormt tussen enerzijds het Kanaal en de Dover Strait en anderzijds de grote Noordzeehavens, en de Westhinder TSS die in Franse wateren een aftakking vormt van de Noordhinder TSS in de richting van de Westerschelde. Daarnaast zijn er nog enkele dwarse routes van/naar het Verenigd Koninkrijk en kustroutes.

In totaal varen jaarlijks ongeveer 150.000 schepen door de Belgische zeegebieden, met inbegrip van de Noordhinder TSS, waarvan ongeveer 15% tankers (olie-, chemicaliën- en gastankers), en bijna de helft (ongeveer 50%) containerschepen en RoRo's (Roll-on Roll-off schepen). Ladingen van olie en andere schadelijke of (milieu)gevaarlijke stoffen worden grotendeels vervoerd aan boord van tankers, containerschepen en RoRo's. Een opvallende tendens hierbij is dat het maritiem transport over de jaren heen gestaag blijft toenemen, wat zich niet zozeer vertaalt in 'meer schepen' voor onze kust, maar vooral in een sterke toename in de gemiddelde scheepsgrootte.

Deze scheepsbewegingen zorgen voor een verhoogd risico op olieverontreiniging. Een olievervuiling kan optreden na een ongeluk maar olieresten worden eveneens in geringe hoeveelheden, maar bij talrijke gelegenheden, moedwillig overboord gepompt; de zogenaamde operationele olielozingen. Het Belgische programma voor toezicht vanuit de lucht, geeft een duidelijke indicatie van de grootteorde van oliepollutie weer.

Ondanks de toename van het maritieme transport tonen de resultaten van het luchttoezicht, van mid-1991 tot en met 2010, een duidelijk dalende tendens in het jaarlijks aantal opgespoorde illegale olieverontreinigingen in de Belgische verantwoordelijkheidszone. In de jaren 1990 werden jaarlijks ongeveer 50 olielozingen opgemerkt wat overeenstemt met één opsporing om de 4,5 vlieguur. Sinds 2000 worden jaarlijks beduidend minder olievervuilingen waargenomen, met nog slechts gemiddeld ongeveer 25 olievlekken op jaarbasis (en dalend) wat ruwweg overeenstemt met één opsporing om de 10 vlieguuren. Ook het totale volume van de illegale olievervuilingen loopt drastisch terug.



Figuur 3.9: Aantal vastgestelde gevallen van vervuiling door koolwaterstoffen per vluchtuur (in het roze: jaar met minder bewaking). Bron: BMM.

De reden van deze algemeen dalende tendens is ongetwijfeld te danken aan het geheel van de op nationaal, Europees en mondiaal niveau genomen beleidsmaatregelen terzake, zoals de aanduiding van de Noordzee als ‘Speciaal Gebied’ onder het MARPOL-Verdrag in 1999, de verbeterde havenontvangstinstallaties in EU havens die er gekomen zijn overeenkomstig de Europese Richtlijn inzake havenontvangstfaciliteiten van 2002, naast de steeds strictere vervolging van op heterdaad betrapte schepen en het ontradend effect van de huidige toezichtsmiddelen.

3.4.3. Toevoer van radionucleïden

De Noordzee ontvangt rechtstreeks lozingen van radioactieve installaties. Er is het afvalwater van de nucleaire installaties van Frankrijk (kerncentrale van Gravelines, via het Kanaal die van Paluel en Flamanville, en het opwerkingsfabriek van La Hague) en het VK (centrales van Dungeness, Bradwell en Sizewell). Verder zijn er ook de verschillende rivieren die in de Noordzee uitkomen, en die ook beperkt radioactief afvalwater bevatten, zoals de Maas en de Schelde. Daarom wordt de Noordzee nauwlettend in het oog gehouden door alle omringende landen, die de OSPAR-conventie ondertekenden.

Op verschillende punten op het BCP worden met de Belgica vier keer per jaar stalen van water, sediment en bodemvissen genomen. 16 staalnames worden genomen in de zone 5 tot 37 km in zee nabij Koksijde, Nieuwpoort, Oostende en Blankenberge. De radioactieve straling alfa, bèta, gamma wordt gemeten, en ^{40}K voor de natuurlijke radioactiviteit.

Per jaar worden langs de kust 450 stalen genomen en daarop worden 1700 metingen van radioactiviteit uitgevoerd. De verkregen resultaten bevestigen dat er geen probleem bestaat met radioactiviteit in het mariene milieu. Het is vooral de natuurlijke radioactiviteit ^{40}K die wordt waargenomen in de verschillende compartimenten van het mariene milieu.

Verder worden er enkel sporen gevonden van artificiële radioactiviteit (^{137}Cs , ^{60}Co , $^{238,(239+240)}\text{Pu}$), en dit in sediment en vissen. De vissen bevatten sporen van ^{137}Cs . De transuranielementen $^{238,(239+240)}\text{Pu}$ - ^{241}Am , van artificiële oorspong, zijn niet op te sporen: alle concentraties zitten onder de detectielimiet.

Tabel 3.1: Monitoringsprogramma voor radioactieve elementen in de mariene zone

Compartiment			Plaats	Type van meting	Staalname-frequentie
Lucht	stofdeeltjes	Koksijde		Spectrometrie γ : ^7Be , $^{134-137}\text{Cs}$, $^{141-144}\text{Ce}$, $^{103-106}\text{Ru}$, ^{95}Zr , ^{95}Nb	elke 4 weken
				Spectrometrie α totaal	dagelijks
				Spectrometrie β totaal	dagelijks
Bodem	permanente prairie (bodem en gras)	Koksijde		Spectrometrie γ : ^7Be , $^{134-137}\text{Cs}$, $^{(57)-58-60}\text{Co}$, ^{54}Mn , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{40}K , $^{226-228}\text{Ra}$, ^{228}Th	jaarlijks
	water	op zee (Belgica campagne), 16 locaties		Spectrometrie $^{134-137}\text{Cs}$, $^{57-58-60}\text{Co}$, ^{54}Mn ^{40}K Spectrometrie β totaal Spectrometrie α : $^{238-(239+240)}\text{Pu}$	trimestrieel
ZEE	sediment	op zee (Belgica campagne), 16 locaties		Spectrometrie γ : ^7Be , $^{134-137}\text{Cs}$, $^{(57)-58-60}\text{Co}$, ^{54}Mn , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{40}K , $^{226-228}\text{Ra}$, ^{228}Th	trimestrieel
	algen	Oostende - kust		Spectrometrie γ : ^7Be , $^{134-137}\text{Cs}$, $^{(57)-58-60}\text{Co}$, ^{54}Mn , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{40}K , $^{226-228}\text{Ra}$, ^{228}Th ^{90}Sr , $^{238-(239+240)}\text{Pu}$, ^{241}Am	trimestrieel
	mosselen en garnalen	Oostende - kust		Spectrometrie γ : ^7Be , $^{134-137}\text{Cs}$, $^{(57)-58-60}\text{Co}$, ^{54}Mn , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{40}K , $^{226-228}\text{Ra}$, ^{228}Th ^{90}Sr , $^{238-(239+240)}\text{Pu}$, ^{241}Am	trimestrieel
	vissen	op zee (Belgica campagne), 16 locaties		Spectrometrie γ : ^7Be , $^{134-137}\text{Cs}$, $^{(57)-58-60}\text{Co}$, ^{54}Mn , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{40}K , $^{226-228}\text{Ra}$, ^{228}Th ^{90}Sr , $^{238-(239+240)}\text{Pu}$, ^{241}Am	trimestrieel
				^{90}Sr , $^{238-(239+240)}\text{Pu}$, ^{241}Am	

Tabel 3.2: Radioactiviteitsmetingen op het mariene milieu: water en sediment

	Water (Bq/l)		Sediment (Bq/kg sec)	
	meting	DL	meting	DL
γ	NM	~ 0,1	NM	0,4 à 6,0
^{137}Cs	NM	0,1	0,8 à 1,3	~ 0,8
^{60}Co	NM	0,1	NM	~ 0,7
β totaal	10 à 11			
^{40}K	~ 12		200 à 350	
$^{226,228}\text{Ra}$			7 à 10	

^{238,(239+240)} Pu	NM	~ 1,0 10 ⁻⁴	sporen	~ 0,43
-----------------------------	----	------------------------	--------	--------

NM: niet meetbaar, meting gelijk aan of onder de detectielimiet (DL)

Tabel 3.3: Radioactiviteitsmetingen op het mariene milieu: fauna en flora

	Flora (Algen) (Bq/kg vers)		Fauna (mosselen en garnalen) (Bq/kg vers)		Fauna (platvissen) (Bq/kg vers)	
	meting	DL	meting	DL	meting	DL
γ	NM	~ 0,2	NM	0,1 à 0,2	NM	0,3 à 0,6
¹³⁷ Cs	NM	~ 0,2	NM	~ 0,11	sporen	~ 0,4
⁶⁰ Co	NM	~ 0,2	NM	~ 0,13	NM	~ 0,4
¹³¹ I	0,6 à 6,1		NM	~ 0,13	NM	~ 300
⁹⁰ Sr	NM	~ 1,6	NM	~ 1,0	NM	~ 1,1
⁴⁰ K	200 à 300		40 à 100		110 à 130	
⁹⁹ Tc	NM	~ 75				
²²⁸ Ra	1,0 à 3,0	~ 0,5	NM	0,5 à 0,6	NM	~ 1,7
^{238,(239+240)} Pu	NM	~ 0,12	NM	0,05 à 0,09	NM	~ 0,09
²⁴¹ Am	NM	~ 0,15	NM	0,05 à 0,09	NM	~ 0,09

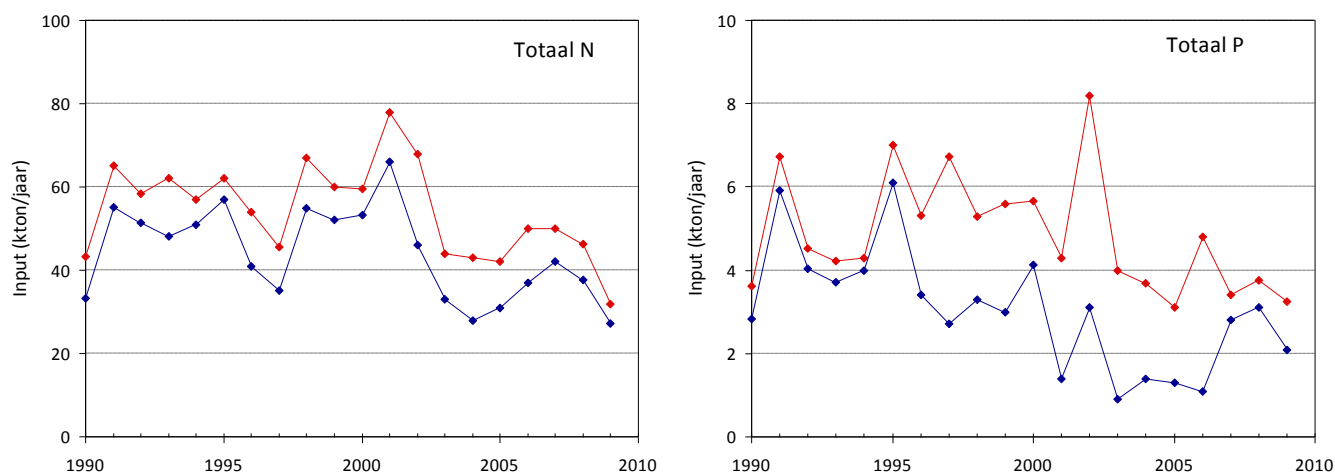
NM: niet meetbaar, meting gelijk aan of onder de detectielimiet (DL)

3.5. Verrijking met nutriënten en organische stoffen

Menselijke activiteiten zijn oorzaak van de aanvoer van nutriënten via punctuele bronnen (b.v. bedrijven, zuiveringsstations) en via diffuse bronnen (b.v. landbouw, huishoudens, wateroverlast, stikstofaanvoer uit de atmosfeer). Tijdens de decennia 1960-1980 zijn daardoor de gehalten aan stikstof (N) en fosfor (P) zowel in de Belgische rivieren als in de Belgische kustwateren aanzienlijk toegenomen. De eutrofiëring in de Schelde bereikte een piek in de jaren '70. Die piek werd gevolgd door een periode van de-eutrofiëring wat te danken is aan de inspanningen om de stikstof- en fosforlozingen te beperken. Een belangrijke vaststelling daarbij is dat de gecombineerde inspanningen zich vertaald hebben in een snellere vermindering van de fosforconcentraties dan die van de stikstofconcentraties, met een onevenwicht van de verhouding N:P tot gevolg (Brion *et al.* 2008).

De nutriënten die afgegeven worden door diffuse bronnen of puntbronnen kunnen vóór zij de kustzone bereiken, omgezet, afgevoerd of vastgehouden worden. De estuaria, en algemener genomen de overgangszones, spelen hier een heel belangrijke rol, want het zijn plaatsen waar talloze biogeochemische transformaties plaatsvinden (Soetaert & Herman 1995). Het gecombineerde effect van alle processen die inwerken op de voorbijkomende componenten, wordt “filter genoemd, en de werkzaamheid van deze “filters” neemt toe naarmate de wateren langer in het systeem in kwestie verblijven (Soetaert *et al.* 2006). Daarom is er niet noodzakelijk een rechtstreeks

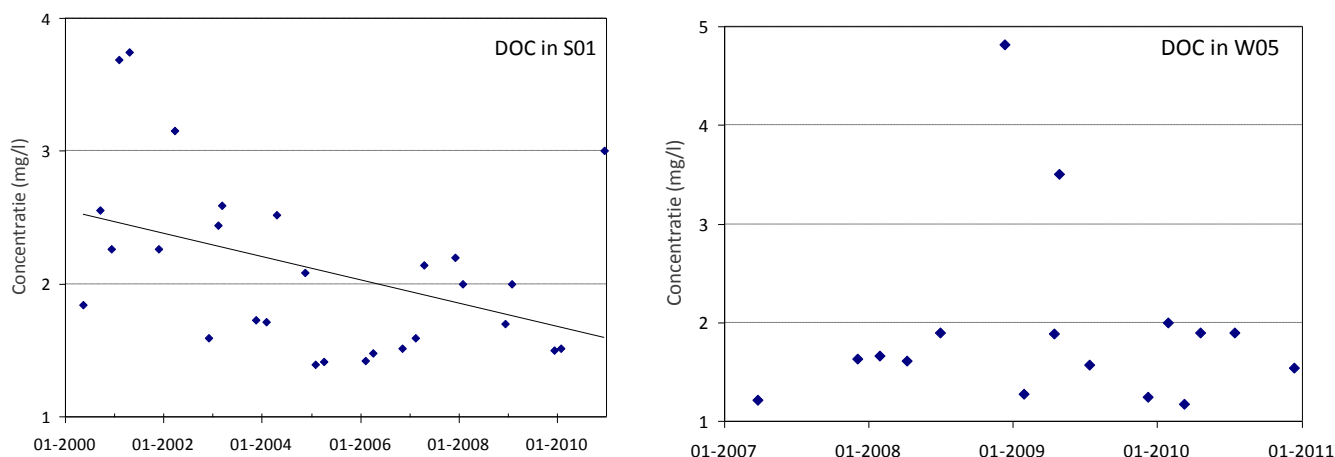
verband tussen de nutriëntenemissies in de rivieren en de nutriëntenbelasting die afgeleverd wordt door het estuarium in het kustgebied.



Figuur 3.10: De evolutie van de totale toevoer van stikstof en fosfor naar de kustwateren in de periode 1990-2009 (hoogste schatting rood, laagste schatting blauw).

Voor het Belgische kustgebied zorgt het estuarium van de Schelde voor de grootste bijdrage van alle stikstof- of fosforaanvoer via rivieren. Voor het jaar 2009 wordt de nutriëntenbelasting die de Schelde in zee aflevert, geraamd op 39,94 kton voor N en 2,87 kton voor P. Deze waarden zijn gelijk aan respectievelijk 70 % en 65 % van de Belgische aanvoer naar de kustwateren (Brion *et al.* 2008). Net als voor zware metalen en organische stoffen zijn de evaluaties van de vuilvrachten van de bronnen in het kustbekken benaderend omwille van de buitengewoon diffuse hydrologie die deze zone heeft. Aangezien de nutriënten-aanvoer onder vorm van deze stoffen aanzienlijk lager was in de onverstoorde toestand is het gebied nog steeds als geïmpacteerd te beschouwen. De trends tonen echter aan dat de situatie gunstig evolueert. Voor totale stikstof is een aanhoudende neerwaartse significante trend van ongeveer 780 ton/jaar zichtbaar. Voor totale fosfor is deze trend ongeveer 125 ton/jaar. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de dalingen in de vrachten in de grootteorde liggen van de toename van de debieten zoals hierboven afgeleid, zodat het verdunningseffect hier zeker een belangrijke rol zal spelen.

De bovenvermelde neerwaartse trend is ook te vinden in de evolutie van het organische materiaal dat via de Schelde in zee terecht komt. Figuur 3.11 (S01) illustreert de evolutie van het totaal organisch koolstofgehalte (dat hier als proxy wordt gebruikt voor het organische materiaal) in de Scheldemonding bij afnemend tij. Beiden kunnen in verband gebracht worden met de inspanningen voor waterzuivering van de voorbije decennia. Ter vergelijking, verder uit de kust, waar meerdere actoren een invloed hebben, is die trend niet waar te nemen (figuur 3.11 W05).



Figuur 3.11: Evolutie van het gehalte van opgelost organisch koolstof voor de periode 1999-2010 in de monding van de Schelde (S01) en voor de Belgische kust (W05).

3.6. Biologische verstoring

3.6.1. Introductie van microbiële ziekteverwekkers

Microbiële ziekteverwekkers zijn onder andere aanwezig in fecaal belast water. Er zijn geen rechtstreekse lozingen van rioolwater op het BCP. Er komt enkel water in zee via de vier havengeulen (Nieuwpoort, Oostende, Blankenberge en Zeebrugge) die op hun beurt in verbinding staan met kanalen en waterlopen in het hinterland. Bij hevige neerslag kunnen overstorten in werking treden. Hierdoor komt fecaal belast water in de waterlopen en havens terecht. Bij laag tij zullen deze afwateren naar zee lopen en zal de verontreiniging zich afhankelijk van parameters zoals wind verspreiden langs de kust. In het kader van de Europese zwemwaterrichtlijn 2006/7/EC wordt het risico op gastro-intestinale aandoeningen geschat op basis van de concentratie aan de *E. coli* bacterie en aan intestinale enterokokken, die als indicatororganismen dienen. Uit de meetresultaten blijkt dat de hoogste gemiddelde concentraties gemeten worden rond de havengeulen van Oostende en Blankenberge. De hoogste concentraties worden opgemeten ten westen van deze havengeulen, omdat de ebbsroming (uitstroom) in deze richting gaat. Ook ten westen van Zeebrugge en Nieuwpoort worden hogere concentraties waargenomen.

Indien de concentraties te hoog zijn, wordt zwemmen ontraden voor bepaalde doelgroepen of wordt een volledig zwemverbod opgelegd. De voorbije jaren voldeden alle stranden aan de Europese imperatieve normen. Dit is een verbetering ten opzichte van de voorgaande jaren.

3.6.2. Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten

Vier van de geïntroduceerde soorten, de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus*, de Japanse oester *Crassostrea gigas*, de Nieuw-Zeelandse zeepok *Elminius modestus*

en het muiltje *Crepidula fornicata* zijn tegenwoordig dominant aanwezig in de mariene kusthabitats. Het zijn opportunistische soorten die, gezien hun groot aanpassingsvermogen en snelle voortplantingscycli, een belangrijke bedreiging vormen voor de inheemse flora en fauna. Ook in het plankton kunnen geïntroduceerde soorten zorgen voor negatieve effecten. Als *Coscinodiscus wailesii* in grote aantallen voorkomt kan dit een schadelijke slijmvorming veroorzaken.

Wanneer geïntroduceerde soorten – zoals de voorbeelden hiervoor - inheemse soorten verdringen en bijgevolg de biodiversiteit en biomassa wijzigen, de oorspronkelijke habitats veranderen en ze een duidelijke impact hebben op het ecosysteem in de kustgebieden, dan spreken we van invasieve soorten.

3.6.3. Selectieve onttrekking van soorten en bijvangsten

Jaarlijks voert ICES op vraag van o.a. de Europese Commissie (EC) en de North East Atlantic Fisheries Commission (NEAFC), schattingen van de grootte van de visbestanden uit in functie van het verlenen van advies voor toekomstige vangstinspanningen (ICES, 2007). Op basis van deze beoordelingen werden voor een aantal visbestanden die onder zware druk stonden, noodmaatregelen en herstelplannen opgesteld (bvb. kabeljauw). De toestand van de visbestanden in de Noordzee is vergelijkbaar met die in de aangrenzende gebieden. Ook in de Baltische Zee, de Ierse Zee, de Keltische Zee en de Golf van Biskaje vertoont een overgrote meerderheid van de visbestanden tekenen van overbevissing (ICES, 2005, 2007). Symptomatisch hiervoor is het grote aantal visbestanden waarvoor de voorbije jaren herstelplannen werden ingevoerd (ICES, 2007).

Boomkorvisserij, de meest algemene visserijtechniek op het BCP (Depestele *et al.* 2012), is een typische gemengde visserij, initieel gericht op het vangen van schol, tong, schaar, tarbot en griet (ongepubliceerde gegevens Dienst Zeevisserij). Daarnaast wordt deze methode gekenmerkt door een grote bijvangst van zowel commerciële als niet-commerciële soorten. Het totale aantal commerciële soorten gevangen door Belgische de boomkorvloot loopt op tot 40 soorten, waaronder schol *Pleuronectes platessa* (aanlanding uit Noordzee in 2010: 60.674 ton), kabeljauw *Gadus morhua* (31.300 ton), tong *Solea solea* (12.603 ton) en wijting *Merlangius merlangus* (21.884 ton), maar ook roggen Rajidae spp., poon Triglidae spp., mul *Mullus surmuletus*, zeeduivel *Lophius piscatorius*, tongschar *Microstomus kitt*, Noorse kreeft *Nephrops norvegicus* en Noordzeekrab *Cancer pagurus*.

Ook de grijze garnaal *Crangon crangon* wordt intensief bevist in het BCP. In 2010 landden Belgische vissers 1649 ton aan, waarvan geacht wordt dat de helft in de Belgische kustzone werd opgevist. Om de evolutie van de biomassa van de grijze garnaal te volgen, wordt gebruik gemaakt van de ‘aanlanding per eenheid vangstinspanning’. De gegevens wijzen op een neerwaartse trend vanaf de late jaren 70 tot het einde van de jaren 90. Sinds begin 2000 is dit verval gestabiliseerd en wordt zelfs een toename van de populatiegrootte waargenomen. De reden van deze langetermijnvariatie is onduidelijk. Het bestand aan grijze garnaal wordt door technische maatregelen beïnvloed. Voor de grijze garnaal bestaan geen TTV's.

Naast de aangelande vis worden ook heel wat niet-vermarktbaar levende organismen en afval opgevisst. Deze bijvangst omvat:

- ondermaatse commerciële vissoorten (bvb. kleine schol en kabeljauw in de boomkorvisserij),
- commerciële vis die niet mag worden aangeland als gevolg van quota beperkingen (bvb. kabeljauw na opvissen van het kabeljauw quotum),
- commerciële soorten met een lage economische waarde (bvb. schelvis, heek, wijting)
- niet-commerciële vissoorten (bvb. grondels *Gobiidae* spp.) en ongewervelden (bvb. zeesterren *Asterias rubens* en zwemkrab *Liocarcinus holsatus*),
- zeezoogdieren (bvb. bruinvis *Phocaena phocaena*) en zeevogels (bvb. aalscholver *Phalacrocorax carbo*),
- afval.

Ongewenste bijvangsten vormen een last voor zowel de visser als het natuurlijke milieu. De verwerking van de vangst duurt langer en door bijvangsten zoals zeesterren of stenen, wordt de vangst vaak beschadigd. Belangrijker nog is dat de vangst van ondermaatse vis bijdraagt aan de overbevissing en schade toebrengt aan het bodemleven.

Bij de platvis-boomkorvisserij worden in België uitsluitend netten gebruikt met een maaswijdte van 80 mm. Deze maaswijdte is uitermate geschikt voor het vissen op tong, maar te klein voor schol waardoor heel wat ondermaatse schol (minder dan 27 cm, 1-2 jaar oud) wordt bijgevangen. Het grootste deel van deze bijvangst sterft ofwel als gevolg van de beschadiging door het net tijdens bevissing of tijdens de sortering aan boord. Buiten de Belgische wateren is ook scholvisserij met maaswijdte 100 en 120 mm met een significant lagere hoeveelheid bijvangst.

Zeezoogdieren worden niet of amper beïnvloed door de boomkorvisserij. Bij warrelnetvisserij is de bijvangst van de zeezoogdieren sterk afhankelijk van het type visserij. Recreatieve strandvisserij, gericht op tong, vormt in het voorjaar een probleem (Depestele *et al.* 2012). Een aanzienlijk neveneffect van de boomkorvisserij (zowel op platvis als op garnaal) is de invloed op de zeevogelpopulatie ten gevolge van de hoge teruggooi die als extra en makkelijk bereikbare voedselbron dient voor voornamelijk meeuwen, zoals zilvermeeuw *Larus argentatus* en kleine mantelmeeuw *Larus fuscus* (Depestele *et al.* 2012). Dit effect is heel wat beperkter in de warrelnetvisserij gezien de lage teruggooi. De bijvangst in dergelijke netten van duikende soorten, zoals alk *Alca torda* en zeekoet *Uria aalge*, kan wel belangrijk zijn, hoewel hier geen kwantitatieve gegevens over beschikbaar zijn.

3.6.4. Windmolenparken

In 2011 zijn er vier consortia in België die een milieuvergunning hebben om een windmolenpark te bouwen en te exploiteren: C-Power (Thorntonbank, 6 windmolens actief, in totaal 54 windmolens voorzien, 318 MW), Belwind (Bligh Bank, 55 windmolens actief, 110 windmolens voorzien, 330 MW), Northwind (“Bank zonder Naam”, 72 windmolens voorzien, 216 MW) en Norther (84 windmolens voorzien, 470 MW). De milieuvergunning bevat de verplichting om de ecologische effecten van

de windmolenparken te bestuderen (Degraer en Brabant 2009; Degraer *et al.* 2010, 2011).

Door de introductie van windmolens op zee is er een nieuwe habitat ontstaan in een overwegend zandig milieu: de harde substraten van de funderingen. Deze nieuwe habitat werd snel gekoloniseerd door verschillende planten en dieren. Na 3,5 maanden al werd een verrassend rijke soortenrijkdom aangetroffen (49 soorten), met een dens deken van de harige vliescelpoliep (*Electra pilosa*), wat een habitat creëert voor talloze andere soorten zoals kleine schaaldieren (Crustacea), borstelwormen (Polychaeta), mossel (*Mytilus edulis*) en wijde mantelschelp (*Aequipecten opercularis*).

Afhankelijk van de diepte ontstonden er verschillende gemeenschappen waarbij drie verticale zones worden onderscheiden: (1) een intertidale en spatzone, die gekenmerkt wordt door de dominantie van de larven van de dansmug *Telmatogeton japonicus* en de aanwezigheid van vier draadalgen, (2) een ondiepe subtidale tot laag intertidale zone die gedomineerd wordt door zeepokken en de vlokreeft *Jassa falcata*, en (3) een diepere subtidale zone met een dichte laag *E. pilosa*.

Ondertussen zijn de funderingen volledig begroeid met mossels, zeepokken, etc., en de aantallen lopen op tot 20.000 organismen per vierkante meter van niet minder dan 74 soorten. Drie jaar na de installatie van de eerste windmolens, is het nu mogelijk aan te tonen dat deze nieuwe artificiële harde substraten van groot belang zijn voor de soorten van intertidale harde substraten, waarvoor er weinig tot geen natuurlijk offshore habitat bestaat in de zuidelijke Noordzee. Voor 17 soorten, waarvan acht niet-inheemse, zullen de windmolenparken hun intrede in de zuidelijke Noordzee mee faciliteren. Deze constructies, die soorten in staat stellen zich over grote afstanden te verspreiden via een reeks van dicht bij elkaar gelegen kolonisatie-eilanden, is vooral relevant voor soorten zoals *Jassa spp.* en *T. japonicus*, die geen planktonisch larvaal stadium hebben.



Figuur 3.12: Ontmoeting met een spinkrab op de erosiewerende bescherming (-25m) van een C-Powerwindmolen.

Ook het verbod van bodemvisserij in de windmolenparken zal vermoedelijk een positief effect hebben op de zeebodemfauna. De evaluatie van de impact op die fauna wordt echter momenteel bemoeilijkt door een sterke natuurlijke, seizoenale en jaarlijkse variabiliteit, waardoor het onderzoek zich voornamelijk richtte op het begrijpen van deze natuurlijke variabiliteit. Er werd wel al aangetoond dat de groei van de organismen op de harde substraten voor een lokale stijging van organische stoffen in de waterkolom zorgt. Aangezien de windmolens ver van de kust afgelegen

zijn, waar van nature minder organische stof aanwezig is, zal deze organische aanrijking toch een impact op het milieu hebben. De fijne partikels die vermengd worden met het van nature puur zandige sediment en de hoge macrobenthische densiteiten die er worden aangetroffen, lijken dit te bevestigen.

De aangroei op de funderingen en de rijke macrobenthische gemeenschappen van het zandige sediment op hun beurt, zorgen voor meer voedsel voor verschillende predatoren, waaronder vissen als kabeljauw *Gadus morhua* en steenbolk *Trisopterus luscus*. Beide soorten komen seizoenaal vaak voor rond de funderingen van de windmolens (tot 30.000 steenbolken rond één windmolen!). Die verhoogde voedselbeschikbaarheid zou, op de zandige sedimenten, vissen en epibenthos kunnen bevoordelen. Zo zijn de zwemkrabben en grijze garnalen in de windmolenparken bijvoorbeeld gemiddeld groter dan deze buiten het park.

Verder verhoogden de aantallen grote stern en visdief aanzienlijk sinds de eerste windmolens op de Thorntonbank verschenen en hetzelfde geldt voor stormmeeuw (*Larus canus*) en zilverbmeeuw op de Bligh bank. Deze verhoogde aantallen zeevogels kan veroorzaakt worden door de aantrekking tot artificiële structuren als rustplaats of als een soort herkenningspunt in de open zee. De hogere zeevogeldensiteiten kunnen echter ook het gevolg zijn van de organische verrijking en het domino-effect doorheen heel het mariene voedselweb. Deze verhoging in zeevogels gaat in tegen de vrees dat zeevogels de zone zouden vermijden (wat wel duidelijk het geval is voor Jan-van-gent *Morus bassanus*) en dat er dus habitat zou verloren gaan. Maar hoe meer zeevogels, hoe groter het risico wordt op aanvaringen met turbines. Bij een eerste evaluatie, werd het verwachte soortgebonden aanvaringsrisico geraamd volgens een “worst case”-scenario. De oefening bewijst het relatief lage aanvaringsrisico voor alken, stern en dwergmeeuwen (<0,02 %) maar ook het hogere aanvaringsrisico voor meeuwen, grote jagers en jan-van-genten (0,05-0,22 %). Radaronderzoek zal in de toekomst deze schattingen realistischer maken.

3.6.5. Biologische verstoring door zandextractie

Langetermijnonderzoek naar de biologische impact van zandontginning heeft geen significante negatieve effecten kunnen aantonen op het macrobenthos (De Backer *et al.* 2011). Deze conclusie is gebaseerd op resultaten van bemonsteringen in gebieden waar intensieve ontginning leidde tot zeebodemdepressies. Op het BCP werden dergelijke depressies al waargenomen op 3 locaties: het centrale en noordelijke deel van de Kwinte Bank, alsook op de Buiten Ratel zandbank. De zones op de Kwinte Bank zijn inmiddels gesloten voor ontginning. Herkolonisatie van macrobenthos duurde slechts 1 tot 2 jaar met een herstel van de biomassa van 2 tot 5 jaar. Op de Kwinte Bank werd een verarming van de benthische gemeenschap waargenomen, terwijl intensieve ontginning op de Buiten Ratel eerder leidde tot een meer diverse benthische gemeenschap. Deze verhoogde diversiteit is te wijten aan een instroom van typische fijnzandige soorten in dit van nature grofkorrelig gebied. Deze soorten worden aangetrokken tot dit gebied door de aanwezigheid van een laag percentage zeer fijn zand, waarschijnlijk veroorzaakt door overvloed van fijn materiaal tijdens ontginning en/of de betere beschikbaarheid van deze fractie door het regelmatig herwerken van de zeebodem. Beide contrasterende resultaten wijzen erop dat de biologische impact van intensieve zandontginning op macrobenthos sterk afhankelijk

is van de natuurlijke omstandigheden in het gebied waar zand ontgonnen wordt (De Backer *et al.* 2011).

Effecten van zandextractie werden ook bestudeerd op nematodegemeenschappen (Vanaverbeke & Vincx 2008). Twee jaar na stopzetten van activiteiten waren densiteiten, diversiteiten en biomassa onveranderd, doch veranderde de samenstelling en stabiliteit van de nematodegemeenschap t.o.v. ontginningsgebieden.

3.6.6. Biologische effecten van storten van baggerspecie

Monitoring van de veranderingen in de benthische habitats tengevolge van het storten van baggerspecie werd uitgevoerd voor de vijf bestaande stortplaatsen sinds 2004 (zie figuur 3.4); voor stortplaats Br&W S2 zijn data beschikbaar vanaf 1978 (Lauwaert *et al.* 2011). De waargenomen effecten hebben te maken met de aard van de sedimenten en de stortintensiteit en kunnen vooral toegeschreven worden aan begraving van de organismen of verandering in sedimentsamenstelling (aanrijking van fijnkorrelige sedimenten in zand), beiden resulteren in habitatwijziging. Voor de stortplaatsen gelegen in het *Macoma baltica* habitat (Br&W Zeebrugge Oost en Br&W Oostende) bleven de benthische karakteristieken behouden. Veranderingen zijn vooral opgetreden op de stortplaatsen gelegen in de meer kwetsbare benthische habitats zoals *Abra alba* habitat (Br&W S1) of zanderige omgevingen (Br&W S2). Door de hoge stortintensiteit op Br&W S1 werd daar een gestaag verlies van *Abra alba* habitat waargenomen, terwijl in de omgeving ervan de densiteit van de kokerbouwende polychaet *Owenia fusiformis* de laatste jaren zeer sterk toegenomen is. Voor Br&W S2 werd een verrijking met slib prefererende soorten waargenomen in het noordelijk deel, terwijl in het westelijk deel een lagere diversiteit vastgesteld werd. Deze veranderingen kunnen niet eenduidig toegeschreven worden aan veranderingen in stortintensiteit. Door de lage stortintensiteit op de stortplaats Nieuwpoort is de waargenomen variabiliteit in de benthische karakteristieken mogelijks niet door het storten veroorzaakt. Voor de epibenthische en demersale visfauna werd geen duidelijke impact waargenomen door het storten.

3.6.7. Chemische effecten van storten van baggerspecie

Slechts beperkte verschillen werden waargenomen in de sedimenten tussen de impact- en controlezone voor zware metalen, PCBs en pesticiden (Lauwaert *et al.* 2011). Uitzondering hier is de stortplaats Br&W Zeebrugge Oost, waar het pollutieniveau hoger is dan in de controlezone. De andere gemeten zware metalen en persistente organische verbindingen benaderen de limietwaarden niet (Environmental Assessment Criteria, OSPAR, MSFD Task Group 8 Contaminants and pollution effects, Belgisch Staatsblad).

Chemische analyse werd uitgevoerd op vooral zeester en garnaal voor de bepaling van het (bio)accumulatie niveau van persistente organische stoffen en zware metalen (Lauwaert *et al.* 2011). Voor 2009-2010 werden geen significante trends waargenomen tussen controle- en impactzone. In het impactgebied van stortplaatsen Br&W Zeebrugge Oost, Br&W Oostende en Br&W S1 werden, in vergelijking met de controlezones, verhoogde PAK-gehalten in mariene soorten waargenomen. Een verhoogd niveau van Cu werd waargenomen in de mariene soorten op de stortplaatsen

Br&W S2 en Br&W Oostende. Op stortplaats Br&W Oostende werd ook een opmerkelijk hoog niveau aan PCB waargenomen. De gemeten niveaus van de PCBs, PAKs en zware metalen zijn het laagst voor stortplaatsen Br&W S1 en Nieuwpoort.

4. Conclusies

Het Belgisch Continentaal Plat maakt deel uit van een groter geheel: de oceanen. Het ontsnapt niet aan de wereldwijde invloeden zoals de gevolgen van de klimaatsverandering of de vershraling van de biodiversiteit te wijten aan de mondialisering van het verkeer. Het is ook een open gebied en wat buiten zijn grenzen gebeurt, kan belangrijker zijn dan wat zich binnen de grenzen voltrekt. Het is een dynamisch stuk zee, dat blootstaat aan sterke schommelingen waarin het onderscheid tussen natuurlijke en antropogene actoren moeilijk te maken is. Een waarneming krijgt pas waarde wanneer zij ingebed is in grote reeksen van gegevens. De monitoringswerkzaamheden zijn dan ook van strategisch belang en moeten met het fundamenteel onderzoek verbonden blijven.

Dit rapport toont aan in welke mate ons deel van de Noordzee, ondanks zijn kleine oppervlakte, aan menselijke druk blootstaat. Hoe weerstaat het eraan? Er zijn elementen die ons hoopvol kunnen stemmen: de waargenomen pollutenaanvoer vanaf land vertoont duidelijk een dalende trend. Voor het bijzondere geval van stikstof zal een vermindering van de eutrofiëring van de kustwateren zich kunnen doorzetten van zodra de verbintenissen tot vermindering van de aanvoer vanaf het land nageleefd worden. De illegale lozingen van koolwaterstoffen door schepen zijn op 10 jaar tijd met de helft verminderd. Bruinvissen zijn opnieuw een vertrouwde verschijning geworden.

De kwaliteit van het mariene milieu bepalen is een heikele zaak, die verder moet reiken dan het oordeel van individuele experts. Gekwantificeerde criteria zijn nodig om vast te leggen tussen wat aanvaardbaar is en wat niet. Dit dient te berusten op wetenschappelijk gegronde argumenten, maatschappelijke aanvaardbaarheid en de politieke wil. En dit zowel om daarvoor criteria vast te leggen als om het eens te raken over de manieren en middelen om ze binnen de overeengekomen termijnen te realiseren.

5. Referenties

- Baeye M., Fettweis M., Voulgaris G. & Van Lancker V. (2011). **Sediment mobility in response to tidal and wind-driven flows along the Belgian inner shelf, southern North Sea.** *Ocean Dynamics* 61, 611-622. doi:10.1007/s10236-010-0370-7.
- Bellec V., Van Lancker V., Degrendele K., Roche M., Schotte P. & Le Bot S. (2010). **Geo-environmental characterization of the Kwinte Bank.** *Journal of Coastal Research* SI51, 63-76.
- Borges A.V. & Frankignoulle, M. (1999). **Daily and seasonal variations of the partial pressure of CO₂ in surface seawater along the Belgian and southern Dutch coastal areas.** *Journal of Marine Systems* 19: 251-266.
- Borges A.V. & Frankignoulle, M. (2002). **Distribution and air-water exchange of carbon dioxide in the Scheldt plume off the Belgian coast.** *Biogeochemistry* 59(1-2): 41-67.
- Borges A.V. & Frankignoulle, M. (2003). **Distribution of surface carbon dioxide and air-sea exchange in the English Channel and adjacent areas.** *Journal of Geophysical Research*, 108 (C5), 10.1029, doi:2000JC000571.
- Borges A.V., Ruddick, K., Schiettecatte, L.S. & B. Delille (2008). **Net ecosystem production and carbon dioxide fluxes in the Scheldt estuarine plume.** *BMC Ecology*, 8:15, doi:10.1186/1472-6785-8-15.
- Borges A.V. & N. Gypens (2010). **Carbonate chemistry responds more strongly to eutrophication than ocean acidification in the coastal zone.** *Limnology and Oceanography*, 55, 346-353.
- Borges L., van Keeken, O.A., van Helmond A.T.M., Couperus B., & Dickey-Collas M. (2008). **What do pelagic freezer-trawlers discard? – ICES Journal of Marine Science**, 65: 605–611.
- Braeckman U. (2011). **Macrobenthos structuring the sea floor: importance of its functional biodiversity for the benthic ecosystem.** Ghent University (UGent), 239 pp.
- Breton E., Rousseau V., Parent J.-Y., Ozer J., & Lancelot C. (2006). **Hydroclimatic modulation of the diatom/Phaeocystis blooms in the nutrient-enriched Belgian coastal waters (North Sea).** *Limnol. and Oceanogr.* 51: 1-14.
- Brion N., Jans S., Chou L. & Rousseau V. (2006). **Nutrient loads to the Belgian Coastal Zone. Current status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone.** Rousseau V., Lancelot C. & Cox D. *Presses Universitaires de Bruxelles*: 17-43.
- Brion N., Jans S., Chou L. & Rousseau V. (2008). **Nutrient loads to the Belgian coastal zone. In Current Status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone.** Rousseau V., Lancelot C., Cox D. (eds), *Presses Universitaires de Bruxelles*, Brussels, N° dépôt legal: D/2006/1191/45.
- Cameron A. & Askew N. (eds.). (2011). **EUSeaMap - Preparatory Action for development and assessment of a European broad-scale seabed habitat map final report.** Available at <http://jncc.gov.uk/euseamap>.
- Dahl L. & Dahl K. (2002). **Temporal, spatial and substrate-dependent variations of Danish hard-bottom macrofauna.** *Helgol. Mar. Res.*, Vol. 56.
- Daro M.-H., Breton E., Antajan E., Gasparini S. & Rousseau V. (2006). **Do Phaeocystis colony blooms affect zooplankton in the Belgian Coastal Zone? Current status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone.** Rousseau V., Lancelot C. & Cox D. *Presses Universitaires de Bruxelles*: 61-72.
- Daro M.-H., Breton E., Antajan E., Gasparini S. & Rousseau V. (2008). **Do Phaeocystis colony blooms affect zooplankton in the Belgian Coastal Zone? In: Current Status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone,** Rousseau V., Lancelot C. & Cox D. (eds), *Presses Universitaires de Bruxelles*, Brussels, N° dépôt legal: D/2006/1191/45.
- Davoult D. & Richard A. (1988). **Les Ridens, haut-fond rocheux isolé du Pas de Calais: un peuplement remarquable.** *Cah. Biol. Mar.* 29(1): 93-107.
- De Backer A., Vandendriessche S., Wittoeck J. & Hostens, K. (2010). **Weighing natural variability and anthropogenic impacts: a case study of demersal fish and epibenthic communities in**

- the Belgian Part of the North Sea.** C.M. - *International Council for the Exploration of the Sea*, 2010(Q:08). ICES: Copenhagen. 6 pp.
- De Backer A., Van Hoey G., Wittoek J. & Hostens K. (2011). **Biological monitoring: impact of past and present intensive dredging**, pp. 47-64. In: Mariene aggegaatextractie: noden, richtlijnen en toekomstperspectieven. Proceedings Studiedag.
- De Blauwe H. (2003). **"Ribkwallen (Ctenophora), schijfkwallen en medusevormende hydroïden (Cnidaria: Scyphozoa, Hydrozoa) te Zeebrugge, resultaten van 5 jaar waarnemingen (1999-2003)."** De Strandvlo 23(3): 80-125.
- de Brye B., de Brauwere A., Gourgue O., Delhez E.J.M. & Deleersnijder E. (2011). **Water renewal timescales in the Scheldt Estuary.** *Journal of Marine System*, 84, 85-95.
- De Selys-Longchamps E. (1842). **Faune belge. Première partie: indication méthodique des mammifères, oiseaux, reptiles, batraciens et poissons observés jusqu'ici en Belgique.** Liège. 320pp.
- Declerck K., Anselin A., Bauwens D., Ronse A., Van Landuyt W., Stieperaere H., Coeck J., Buysse D., Van Thuyne G., Belpaire C., Stienen E., Courtens W., Haelters J., Kerckhof F., Thomaes A., & De Knijf G. (2007). **Dieren en planten: Bijlage 2 en 4 habitatrichtlijn, in: Declerck, K. (Ed.), 2007. Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee: habitattypen: dier- en plantensoorten.** Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2007.01: 361-419.
- Degraer S., Vincx M., Meire P. & Offringa H. (1999). **The macrozoobenthos of an important wintering area of the Common scoter (*Melanitta nigra*).** *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 79:243-251.
- Degraer S., Van Lancker V., Moerkerke G., Van Hoey G., Vanstaen K., Vincx M. & Henriët J.-P. (2003). **Evaluation of the ecological value of the foreshore: habitat-model and macrobenthic side-scan sonar interpretation: extension along the Belgian Coastal Zone.** Final report. Ministry of the Flemish Community, Environment and Infrastructure. Department. Waterways and Marine Affairs Administration, Coastal Waterways.
- Degraer S., Wittoeck J., Appeltans W., Cooreman K., Deprez T., Hillewaert H., Hostens K., Mees J., Vanden Berghe W. & Vincx M. (2006). **De macrobenthosatlas van het Belgisch deel van de Noordzee.** Federaal Wetenschapsbeleid, Brussel, België D/2005/1191/5. 164 pp.
- Degraer S., Verfaillie E., Willems W., Adriaens E., Vincx M. & Van Lancker V. (2008). **Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: An example from the Belgian part of the North Sea.** *Continental Shelf Research*, 28(3):369-379. doi: 10.1016/j.csr.2007.09.001.
- Degraer S., Braeckman U., Haelters J., Hostens K., Jacques T., Kerckhof F., Merckx B., Rabaut M., Stienen E., Van Hoey G., Van Lancker V. & Vincx M. (2009). **Studie betreffende het opstellen van een lijst van potentiële Habitatrichtlijngebieden in het Belgische deel van de Noordzee.** Final report i.o.v. FSP Environment, Marine Environment. 93 pp.
- Degraer S. & Brabant R., (Eds.). (2009). **Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. State of the art after two years of environmental monitoring.** Royal Belgian Institute for Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine Ecosystem Management Unit. 287 pp. + annexes.
- Degraer S., Brabant R. & Rumes B. (2010). **Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability.** 2nd Edition. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section. 184 pp. + annexes.
- Degraer S., Brabant R. & Rumes B. (Eds.). (2011). **Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring.** Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 157 pp. + annex.
- Degrendele K., Roche M., Schotte P., Bellec V. & Van Lancker V. (2010). **Morphological evolution of the Kwinte Bank central depression before and after cessation of aggregate extraction.** *Journal of Coastal Research* SI51, 77-86.

- Dehenauw D. (2003). **The flood of 1 February 1953: can such a disaster be predicted more accurately now?** [De stormvloed van 1 februari 1953: is een dergelijke catastrofe nu beter voorspelbaar?]. *De Grote Rede* 7: 11-14.
- de Kluijver M.J. (1991). **Sublittoral hard substrate communities off Helgoland.** *Helgol Meeresunters* 45: 317-344.
- Denayer S., Van Wichelen J., Sabbe K. & Vyverman W. (2010). **Phytoplankton biomonitoring of the BCZ in the context of the EU Water Framework Directive.** Univeriteit Gent, Department Biology, Protistology and Aquatic Ecology: 37.
- Depestele J., Courtens W., Degraer S., Derous S., Haelters J., Hostens K., Moulaert I., Polet H., Rabaut M., Stienen E. & Vincx M. (2008). **WAKO: Evaluatie van de milieu-impact van Warrelnet- en boomKOrvisserij op het Belgisch deel van de Noordzee:** Eindrapport. ILVO-Visserij: Oostende, België. 185pp. (+Annexes).
- Depestele J., Courtens W., Degraer S., Haelters J., Hostens K., Houziaux J-S., Merckx B., Polet H., Rabaut M., Stienen E.W.M., Vandendriessche S., Verfaillie E. & Vincx M. (2012). **An integrated impact assessment of trammel net and beam trawl fisheries (WAKO-II).** Final Report. Brussels : Belgian Science Policy 2009 – 109p. + annexes (Research Programme for a Sustainable Development).
- Depestele J., Courtens W., Degraer S., Haelters J., Hostens K., Houziaux J-S., Merckx B., Polet H., Rabaut M., Stienen E.W.M., Vandendriessche S., Verfaillie E. & Vincx M. (2012). **WAKO-II: an integrated impact assessment of trammel net and beam trawl fisheries.** Final Report. Brussels: Belgian Science Policy (Research Programme for a Sustainable Development).
- Deselys Longchamp (1842). **Observations sur les phénomènes périodiques du règne animal, et particulièrement sur les migrations des oiseaux en Belgique, de 1841 à 1846 de Sélys-Longchamps, Edm. (1848) Mémoires de l'Académie Royale des Sciences, des Lettres et des Beaux-Arts de Belgique. in 4° XXI: 1-88.**
- Dienst Marien Milieu, FOD Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu. (2011). *Fishing for Litter-project Rapport.* Brussel.
- Du Four I., Van Lancker V. (2008). **Changes of sedimentological patterns and morphological features due to the disposal of dredge spoil and the regeneration after cessation of the disposal activities.** *Marine Geology*, 255, 15-29. doi:10.1016/j.margeo.2008.04.011.
- Engledow H., Spanoghe G., Volckaert A., Coppejans E., Degraer S., Vincx M. & Hoffmann M. (2001). **Onderzoek naar (1) de fysische karakterisatie en (2) de biodiversiteit van strandhoofden en andere harde substraten langs de Belgische kust.** Final project report (dd. 17.02.2000) commissioned by Coastal Waterways Division, Flemish Community.
- Falkowski PG. & Raven JA. (1997). *Aquatic photosynthesis.* Blackwell Science Ltd.
- Fernandez L., Komijani H. & Monbaliu J. (2010). **BOREAS Technical Report - Wave modelling.** Report prepared for Belspo, contract SD/NS/13A, 33 pp.
- Fettweis M. & Van den Eynde D. (2003). **The mud deposits and the high turbidity in the Belgian-Dutch coastal zone, southern bight of the North Sea.** *Continental Shelf Research*, 23, 669-691. doi: 10.1016/S0278-4343(03)00027-X.
- Fettweis M., Nechad B. & Van den Eynde D. (2007). **An estimate of the suspended particulate matter (SPM) transport in the southern North Sea using SeaWiFS images, in-situ measurements and numerical model results.** *Continental Shelf Research*, 27, 1568-1583. doi: 10.1016/j.csr.2007.01.017.
- Fettweis M., Houziaux J-S., Du Four I., Van Lancker V., Baeteman C., Mathys M., Van den Eynde D., Francken F. & Wartel S. (2009). **Long-term influence of maritime access works on the distribution of cohesive sediments: analysis of historical and recent data from the Belgian nearshore area (southern North Sea).** *Geo-Marine Letters*, 29, 321-330. doi: 10.1007/s00367-009-0161-7.
- Fettweis M., Francken F., Van den Eynde D., Verwaest T., Janssens J. & Van Lancker V. (2010). **Storm influence on SPM concentrations in a coastal turbidity maximum area (southern North Sea) with high anthropogenic impact.** *Continental Shelf Research*, 30, 1417-1427. doi:10.1016/j.csr.2010.05.001.

- Fettweis M., Baeye M., Francken F., Lauwaert B., Van den Eynde D., Van Lancker V., Martens C. & Michielsen T. (2011). **Monitoring the effects of disposal of fine sediments from maintenance dredging on suspended particulate matter concentration in the Belgian nearshore area (southern North Sea).** *Marine Pollution Bulletin* 62, 258-269. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.11.002.
- Fonteyne R. (1999). **In situ experiments of seabed disturbance by beam trawls.** Agricultural Research Centre Ghent – Sea Fisheries Department. 14p.
- Fonteyne R. (2000). **Physical impacts of beam trawls on sea bed sediments.** In M.J. Kaiser and S.J. de Groot, eds. Effects of fishing on non-target species and habitats. Biological, conservation and socio-economic issues. Oxford, UK, Blackwell Science. pp. 15–36.
- Frankignoulle M., Bourge I. & Wollast R. (1996). **Atmospheric CO₂ fluxes in a highly polluted estuary (The Scheldt).** *Limnology and Oceanography*, 41(2): 365-369.
- Freyhof J. & Schöter C. (2005). **The houting *Coregonus oxyrinchus* (L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin.** *Journal of Fish Biology* 67 (3): 713-729.
- Garel E. (2010). **Tidally-averaged Currents and Bedload Transport over the Kwinte Bank, Southern North Sea.** *Journal of Coastal Research* SI51, 87-94.
- Gilson G. (1921). **Les Poissons d'Ostende.** Bruxelles, Soc. Anon. Belge d'Édition. p. 25.
- Gypens N., Lancelot C. & Borges A.V. (2004). **Carbon dynamics and CO₂ air-sea exchanges in the eutrophicated coastal waters of the Southern Bight of the North Sea: a modelling study,** *Biogeosciences*, 1(2), 147-157.
- Gypens N., Borges A.V. & Lancelot C. (2009). **A model study of the evolution during the past 50 years of air-sea CO₂ fluxes in the Belgian coastal zone (Southern Bight of the North Sea).** *Global Change Biology*, 15(4), 1040-1056.
- Gypens N., Lancelot C., Lacroix G. & Borges A.V. (2011). **Seasonal and inter-annual variability of air-sea CO₂ fluxes and seawater carbonate chemistry in the Southern North Sea.** *Progress in Oceanography*, 88, 59–77.
- Haelters J. (2005). **On the occurrence of the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in Belgian waters.** ASCOBANS AC12/doc.10. 5 p.
- Haelters J. & Camphuysen C.J. (2009). **The harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) in the southern North Sea: Abundance, threats, research- and management proposals.** Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), department Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM) & Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ).
- Haelters J., Kerckhof F., Jacques T. & Degraer S. (2011). **The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea: trends in abundance and distribution.** *Belgian Journal of Zoology* 141(2): 75-84.
- Hassani S., Dupuis L., Elder J.F., Caillot E., Gautier G., Hemon A, Lair J.-M. & Haelters J. (2011). **A note on harbour seal (*Phoca vitulina*) distribution and abundance in France and Belgium.** In: Desportes, G., Bjørge, A., Rosing-Asvid, A. & Waring, T. (Eds.). Harbour seals in the North Atlantic and the Baltic. NAMMCO Scientific Publications Vol. 8, 107-115.
- Henriet J.-P., Versteeg W., Staelens P., Vercruyssen J. & Van Rooij D. (2006). **Monitoring van het onderwatergeluid op de Thorntonbank: referentietoestand van het jaar nul, eindrapport.** Studie in opdracht van het KBIN/BMM, rapport JPH/2005/sec15, Renard Centre of Marine Geology Ghent University, Belgium July, 2006.
- Houziaux J.-S., Kerckhof F., Degrendele K, Roche M & Norro A. (2008). **“The Hinder banks: yet an important region for the Belgian marine biodiversity?” (‘HINDERS’).** Belgian Science Policy Office, programme SPSP-II, Final report. 249 pp.
- Houziaux J.-S., Fettweis M., Francken F. & Van Lancker V. (2011). **Historic (1900) seafloor composition in the Belgian-Dutch part of the North Sea: A reconstruction based on calibrated visual sediment descriptions.** *Continental Shelf Research*, 31(10): 1043-1056. dx.doi.org/10.1016/j.csr.2011.03.010.

- Houziaux J.-S., Craeymeersch J., Merckx B., Kerckhof F., Van Lancker V., Courtens W., Stienen E., Perdon J., Goudswaard PC., Van Hoey G., Vigin L., Hostens K., Vincx M. & Degraer S. (2012). **'EnSIS' - Ecosystem Sensitivity to Invasive Species. Final Report. Brussels : Belgian Science Policy 2012 – Research Programme Science for a Sustainable Development. 105 pp.descriptions.** *Continental Shelf Research* 31, 1043-1056. doi:10.1016/j.csr.2011.03.010.
- Hurrell, J.W. (1995). **Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitation.** *Science* 269: 676-679.
- ICES (2007). **Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECE)**, 11–18 April 2007, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2007/ACE:04. 161 pp.
- Janssens J. & Verwaest T. (2011). **Annex 2. Decadal morphological trend analysis along the beach, shoreface and coastal zone of the Belgian part of the North Sea.** In: Van Lancker V. *et al.* QUantification of Erosion/Sedimentation patterns to Trace the natural versus anthropogenic sediment dynamics (QUEST4D). Final Report. Science for Sustainable Development. Brussels: Belgian Science Policy, 93 pp. + Annex.
- Kerckhof F. & Cattijssse A. (2001). **Exotic Cirripedia (Balanomorpha) from buoys off the Belgian coast.** *Senckenb. Marit.* 31(2): 245-254.
- Kerckhof F., Haelters J. & Gollasch S. (2007). **Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters.** *Aquat. Invasions* 2(3): 243-257.
- Kerckhof F., Norro A., Jacques T. & Degraer S. (2009). **Early colonisation of a concrete offshore windmill foundation by marine biofouling on the Thornton Bank (southern North Sea) in:** Degraer, S. *et al.* (Ed.) (2009). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring. pp. 39-51.
- Kerckhof F., Rumes B., Norro A., Jacques, T. & Degraer S. (2010). **Seasonal variation and vertical zonation of the marine biofouling on a concrete offshore windmill foundation on the Thornton Bank (southern North Sea) in:** Degraer, S. *et al.* (Ed.) (2010). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. pp. 53-68.
- Kühne S. & Rachor E. (1969). **The macrofauna of a stony sand area in the German Bight (North Sea).** *Helgol. Meeresunters.* 50: 433–452.
- Lacroix G., Ruddick K., Ozer J. & Lancelot C. (2004). **Modelling the impact of the Scheldt and Rhine/Meuse plumes on the salinity distribution in Belgian waters (southern North Sea).** *Journal of Sea Research* 52: 149-163.
- Lancelot C., Billen G., Sournia A., Weisse T., Colijn F., Veldhuis M.J.W., Davies A. & Wassman P. (1987). **"Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea."** *Ambio* 16(1): 38-46.
- Lancelot C. & Mathot S. (1987). **Dynamics of a Phaeocystis-dominated spring bloom in Belgian coastal waters: 1. Phytoplanktonic activities and related parameters.** *Marine Ecology Progress Series* 37: 238-248.
- Lancelot C., Spitz Y., Gypens N., Ruddick K., Becquevort S., Rousseau V., Lacroix G. & Billen G. (2005). **Modelling diatom and Phaeocystis blooms and nutrient cycles in the Southern Bight of the North Sea: The MIRO model.** *Marine Ecology Progress Series* 289: 63-78.
- Lancelot C., Gypens N., Billen G., Garnier J. & Roubex V. (2007). **Testing an integrated river-ocean mathematical tool for linking marine eutrophication to land use: the Phaeocystis-dominated Belgian coastal zone (Southern North Sea) over the past 50 years.** *Journal of Marine Systems* 64, 216-228.
- Lancelot C., Rousseau V. & Gypens, N. (2009). **"Ecologically based indicators for Phaeocystis disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modeling."** *Journal of Sea research* 61: 44-49.
- Lauwaert B., Delgado R., Derweduwen J., Devriese L., Fettweis M., Hostens K., Janssens J., Martens C., Robbens J., Timmermans S., Van Hoey G., & Verwaest T. (2011). **Synthesis report on the effects of dredged material disposal on the marine environment (licensing period 2010-2011).** Report by BMM, ILVO, CD, aMT and WL.

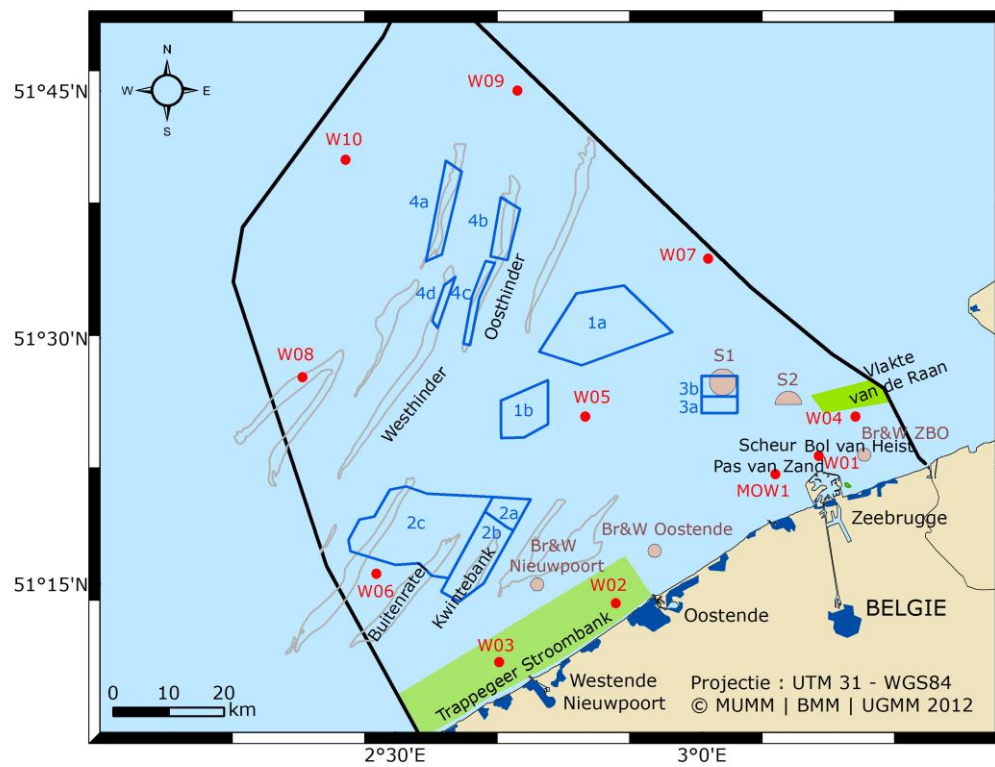
- Le Bot S., Van Lancker V., Deleu S., de Batist M., Henriët J-P. & Haegeman W. (2005). **Geological and geotechnical properties of Eocene and Quarternary deposits on the Belgian continental shelf: synthesis in the context of offshore wind farming.** *Netherlands Journal of Geosciences*, 84, 147-160.
- Levy Y., Verwaest, T., De Mulder T. & Mostaert F. (2010). **The North Atlantic Oscillation's relation with the Scheldt streamflow: Examination of the contribution to the NAO index's influence over the Belgian Continental Shelf's benthos. version 2.0.** WL Adviezen, 814_02b. Flanders Hydraulics Research: Antwerp. II, 28 + 1 p. Appendices pp.
- Loewe P. (2003). Weekly North Sea SST Analyses since 1968. In O. d. a. h. b. B. f. S. u. Hydrographie [ed.].
- Løkkeborg S. (2005). **Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities.** FAO Fisheries Technical Paper. No. 472., pp. 58.
- Muylaert K., Gonzales R., Franck M., Lionard M., Van der Zee C., Cattrijsse A., Sabbe K., Chou L. & Vyverman W. (2006). **"Spatial variation in phytoplankton dynamics in the Belgian coastal zone of the North Sea studied by microscopy, HPLC-CHEMTAX and underway fluorescence recordings."** *Journal of Sea Research* 55: 253-265.
- Nechad B., Ruddick K. & Neukermans G. (2009). **Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of turbidity in coastal waters.**
- Norro A., Haelters J., Rumes B. & Degraer, S. (2010). **Underwater noise produced by the piling activities during the construction of the Belwind offshore wind farm (Bligh Bank, Belgian marine waters).** In: Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B. (Eds.). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: early environmental impact assessment and spatio-temporal variability.* Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels. p. 37-51.
- OSPAR, MSFD Task Group 8 Contaminants and pollution effects, Belgisch Staatsblad.
- Patberg W., de Leeuw J.J. & Winter H.V. (2005). **Verspreiding van rivierprik, zee-prik, fint en elft in Nederland na 1970.** RIVO rapport COO4/05.
- Polet H., Andersen B.S., Buisman E., Catchpole T.L., Depestele J., Madsen N. & Piet G. (2010). **Studies and pilot projects for carrying out the Common Fisheries Policy. LOT 3: scientific advice concerning the impact of the gears used to catch plaice and sole.** Report submitted to the Director-General for Fisheries and Maritime Affairs, European Commission. www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=200444.
- Poll M. (1947). **Faune de Belgique. Poissons marins.** Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique, Brussel. 452 p.
- Rabaut M., Guilini K., Van Hoey G., Vincx M. & Degraer S. (2007). **A bio-engineered soft-bottom environment: the impact of *Lanice conchilega* on the benthic species-specific densities and community structure.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75(4): 525-536.
- Rabaut M., Braeckman U., Hendrickx F., Vincx M. & Degraer, S. (2008). **Experimental beam-trawling in *Lanice conchilega* reefs: impact on the associated fauna.** *Fish. Res.* 90(1-3): 209-216.
- Rees H.L., Eggleton J.D., Rachor E., Vanden Berghe E. (Eds.), Aldridge J.N., Bergman M.J.N., Bolam T., Craeymeersch J.A., Degraer S., Duineveld G., Goethals P., Hillewaert H., Irion G., Kershaw P.J., Kröncke I., Lavaleye M., Mason C., Reiss H., Rumohr H., Schratzberger M., Smith R., Van Hoey G., Vincx M. & Willems, W. (2007). **Structure and dynamics of the North Sea benthos.** ICES Cooperative Research Report No. 288. Copenhagen, Denmark. 259 pp.
- Reubens J., Degraer S. & Vincx M. (2010). **The importance of marine wind farms, as artificial hard substrata, for the ecology of the ichthyofauna in:** Degraer, S. *et al.* (Ed.) (2010). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability.* pp. 69-82.
- Reubens J., Degraer S. & Vincx M. (2011). **Spatial and temporal movements of cod (*Gadus morhua*) in a wind farm in the Belgian part of the North Sea using acoustic telemetry, a VPS study.** in: Degraer, S. *et al.* (Ed.) 2011. *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring.* pp. 39-46.

- Roche M., Degrendele K., De Mol L., Schotte P., Vandereyken H., Van den Branden R. & De Schepper G. (2011). **Synthesis of the monitoring of the impact from the aggregate extraction on the Belgian Continental Shelf**, 44p. In: Mariene aggregaatextractie: noden, richtlijnen en toekomstperspectieven. Proceedings Studiedag.
- Rousseau V. (2000). **Dynamics of Phaeocystis and diatom blooms in the eutrophicated coastal waters of the Southern Bight of the North Sea**. PhD Thesis. Université Libre de Bruxelles.
- Rousseau V., Leynaert A., Daoud N. & Lancelot C. (2002). **Diatom succession, silicification and silicic acid availability in Belgian coastal waters (southern North Sea)**. *Marine Ecology Progress Series* 236: 61-73.
- Rousseau V., Park Y., Ruddick K., Vyverman W., Parent J.-Y. & Lancelot C. (2006). **Phytoplankton blooms in response to nutrient enrichment. Current status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone**. V. Rousseau, C. Lancelot and D. Cox, Presses Universitaires de Bruxelles: 45-59.
- Ruddick, K & Lacroix, G. (2006). **Hydrodynamics and Meteorology of the Belgian Coastal Zone (BCZ)**. In: Rousseau V., Lancelot, C. And Cox, D. (2006). Current Status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone, Presses Universitaires de Bruxelles, 122p.
- Schiettecatte L.S., Gazeau F., Van der Zee C, Brion N. & Borges A.V. (2006). **Time series of the partial pressure of carbon dioxide (2001 2004) and preliminary inorganic carbon budget in the Scheldt plume (Belgian coast waters)**. Geochemistry, Geophysics, *Geosystems* (G3), VOL. 7, Q06009, doi:10.1029/2005GC001161.
- Soetaert K. & Herman P.M.J. (1995). **Carbon flows in the Westerschelde Estuary (the Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (Moses)**. *Hydrobiologia* 311:247–266.
- Soetaert K, Middelburg J.J., Heip C., Meire P., Van Damme S. & Maris T. (2006). **Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, the Netherlands)**. *Limnol Oceanogr* 51(1, Part 2):409–423.
- Stienen E., Van Waeyenberghe J., Kuijken E. & Seys J. (2007). **Trapped within the corridor of the southern North Sea: the potential impact of offshore wind farms on seabirds**. In: de Lucas, M., Guyonne, F.E. & Ferrer, M. (2007) Birds and wind farms: risk assessment and mitigation, p. 71-80.
- Tsimplis, M., Shaw A., Flather R. & Woolf D. (2006). **The influence of the North Atlantic Oscillation on the sea-level around the northern European coasts reconsidered: the thermosteric effects**. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 364: 845-856.
- Vanaverbeke J. & Vincx M. (2008). **Short-term changes in nematode communities from an abandoned intense sand extraction site on the Kwintebank (Belgian Continental Shelf) two years post-cessation**. *Marine Environmental Research* 66, 240-248.
- Vanaverbeke J., Braarup Cuykens A., Braeckman U., Courtens W., Cuveliers E., Deneudt K., Goffin A., Hellemans B., Huyse T., Lacroix G., Larmuseau M., Mees J., Provoost P., Rabaut M., Remerie T., Savina M., Soetaert K., Stienen EWM., Verstraete H., Volckaert F. & Vincx M. (2011). **WestBanks. Understanding benthic, pelagic and airborne ecosystem interactions in shallow coastal seas**. Final Report. Brussels : Belgian Science Policy 2009. (Research Programme Science for a Sustainable Development.
- Van Beneden E. (1883). **Compte rendu sommaire des recherches entreprises à la Station biologique d'Ostende pendant les mois d'été 1883**. Bulletin de l'Académie Royale des Sciences, Littérature et Beaux-Arts de Belgique, 3me Série, T6, no 11, II, p. 458 – 483.
- Van den Eynde D. & Fettweis M. (2006). **Modelling of fine-grained sediment transport and dredged material on the Belgian Continental Shelf**. *Journal of Coastal Research* SI39, 1564-1569.
- Van den Eynde D., Nechad B., Fettweis F. & Francken F. (2007). **SPM dynamics in the southern North Sea, derived from SeaWiFS imagery, in-situ measurements and numerical modelling**. In: *Estuarine and Coastal Fine Sediment Dynamics*, Maa, J, Sanford LP and Schoellhammer DH, eds., Proceedings in Marine Science, 8, Elsevier, 282-302.

- Van den Eynde D., Kerckhof F., Francken F., Haelters J. & Lauwaert B. (2010). **Ontwikkeling van de zandbank ter hoogte van Heist**. Eindrapport in opdracht van de Minister van Wetenschapsbeleid, ZAHE/1/DVDE/200710/NL/ER, 101 pp.
- Van den Eynde D., Giardino A., Portilla J., Fettweis M., Francken F. & Monbaliu J. (2010). **Modelling the effects of sand extraction on the sediment transport due to tides on the Kwinte Bank**. *Journal of Coastal Research* 51, 101-116.
- Van den Eynde D., De Sutter R., De Smet L., Francken F., Haelters J., Maes F., Malfait E., Ozer J., Polet H., Ponsar S., Reyns J., Van der Biest K., Vanderperren E., Verwaest T., Volckaert A. & Willekens M. (2011). **Evaluation of climate change impacts and adaptation responses for marine activities**. Final Report - Draft. Brussels : Belgian Science Policy 2011 – 114 p. (Research Programme Science for a Sustainable Development).
- Vandepitte L., Decock W. & Mees J. (eds) (2010). **Belgian Register of Marine Species, compiled and validated by the VLIZ Belgian Marine Species Consortium**. *VLIZ Special Publication*, 46. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende, Belgium. 78 pp. ISBN 978-90-812900-8-1.
- Van Emmerik W.A.M. (2004). **Kennisdocument Atlantische steur, Acipenser sturio** (Linnaeus, 1758). www.sportvisserijnederland.nl.
- Van Emmerik W.A.M. & de Nie H.W. (2005). **De zoetwatervissen van Nederland, ecologisch bekeken**. Vereniging Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
- Van Franeker J.A., Heubeck M., Fairclough K., Turner D.M., Grantham M., Stienen E.W.M., Guse N., Pedersen J., Olsen K.O., Andersson, P.J. & Olsen B. (2005). **Save the North Sea' Fulmar Study 2002-2004: a regional pilot project for the Fulmar-litter-EcoQO in the OSPAR area**. *Alterra-Rapport*, 1162. Alterra: Wageningen. 70 pp.
- Van Ginderdeuren K., Hostens K., Hoffman S., Vansteenbrugge L., Soenen K., De Blauwe H., Robbens J. & Vincx M. (2012). **Distribution of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Belgian part of the North Sea**. *Aquatic Invasions Records*.
- Van Hoey G., Degraer S. & Vincx M. (2004). **Macrobenthic communities of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf**. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59: 601-615.
- Van Hoey G., Vincx M. & Degraer S. (2007). **Temporal variability in the *Abra alba* community determined by global and local events**. *Journal of Sea Research*, 58:144-155. doi: 10.1016/j.seares.2007.02.007.
- Van Hoey G., Wittoeck J., Hillewaert H., Van Ginderdeuren K. & Hostens K. (2008). **Macrobenthos monitoring at the Belgian coast and the evaluation of the availability of reference data for the Water Framework Directive ILVO: Belgium**. 72 pp.
- Van Lancker V., Du Four I., Verfaillie E., Deleu S., Schelfaut K., Fettweis M., Van den Eynde D., Francken F., Monbaliu J., Giardino A., Portilla J., Lanckneus J., Moerkerke G. & Degraer S. (2007). **Management, research and budgetting of aggregates in shelf seas related to end-users (Marebasse)**. Final Report. Science for Sustainable Development. Brussels: Belgian Science Policy (D/2007/1191/49), 139 pp.
- Van Lancker V., Du Four I., Degraer S., Fettweis M., Francken F., Van den Eynde D., Devolder M., Luyten P., Monbaliu J., Toorman E., Portilla J., Ullmann A., Verwaest T., Janssens J., Vanlede J., Vincx M., Rabaut M., Houziaux J.-S., Mallaerts T., Vandenberghe H., Zeelmaekers E. & Goffin A. (2009). **QUantification of Erosion/Sedimentation patterns to Trace the natural versus anthropogenic sediment dynamics "QUEST4D". Final Report Phase 1**. Brussels: Belgian Science Policy 2009 – 135 p. (Research Programme Science for a Sustainable Development).
- Van Lancker VRM., Bonne W., Bellec V., Degrendele K., Garel E., Brière C., Van den Eynde D., Collins MB. & Velegrakis AF. (2010). **Recommendations for the sustainable exploitation of tidal sandbanks**. *Journal of Coastal Research* SI51, 151-161.
- Van Lancker V., Baeye M., Du Four I., Degraer S., Fettweis M., Francken F., Houziaux J.-S., Luyten P., Van den Eynde D., Devolder M., De Cauwer K., Monbaliu J., Toorman E., Portilla J., Ullman A., Liste Muñoz M., Fernandez L., Komijani H., Verwaest T., Delgado R., De Schutter J., Janssens J., Levy Y., Vanlede J., Vincx M., Rabaut M., Vandenberghe H., Zeelmaekers E. & Goffin A. (2011). **QUantification of Erosion/Sedimentation patterns to Trace the natural**

- versus anthropogenic sediment dynamics (QUEST4D).** Final Report. Science for Sustainable Development. Brussels: Belgian Science Policy, 93 pp. + Annex.
- Van Lancker V., Moerkerke G., Du Four I., Verfaillie E., Rabaut M. & Degraer S. (2012). **Fine-scale geomorphological mapping for the prediction of macrobenthic occurrences in shallow marine environments**, Belgian part of the North Sea, pp. 251-260. In: Harris, P. & Baker, E.K. (eds.). *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GeoHab Atlas of seafloor geomorphic features and benthic habitats*. Elsevier Insights.
- Van Lancker, V. (2012). **Revisiting the spatial distribution of EUNIS Level 3 habitats, in view of Europe's Marine Strategy Framework Directive**. Case study EMODNET-Geology. DG MARE.
- Van Mierlo C-J (1908). **Le port de Heyst**. Ann Assoc Ingénieurs Gand 4è série I 3.
- van Moorsel G.W.N.M. (2003). **Ecologie van de Klaverbank**. Biotasurvey 2002. Ecosub, Doorn.
- Verfaillie E., Van Lancker V. & M. Van Merivenne. (2006). **Multivariate geostatistics for the predictive modelling of the surficial sand distribution in shelf seas**. *Continental Shelf Research* 26(19): 2454-2468.
- Verfaillie E., Degraer S., Schelfaut K., Willems W. & Van Lancker V. (2009). **A protocol for classifying ecologically relevant marine zones, a statistical approach**. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83, 175-185. doi:10.1016/j.ecss.2009.03.003.
- Verwaest T. (2008). **De impact van aggregaatextractie op de kustveiligheid bij storm**. In: *Duurzaam beheer van de zand- en grindwinning op het Belgische Continentaal Plat*, pp. 1-8.
- Wheeler A. (1978). **A key to the fishes of Northern Europe**. Frederick Warne & Co, London.
- Zintzen V. (2007). **Biodiversity of ship wrecks from the Southern Bight of the North Sea**. PhD thesis, Université Catholique de Louvain.
- Zintzen V. & Massin C. (2010). **Artificial hard substrata from the Belgian part of the North Sea and their influence on the distributional range of species**. *Belg. J. Zool.*, 140 (1) : 20-29.

6. Kaart met naamplaatsen



7. Colofon

Deze “Initiële Beoordeling voor de Kaderrichtlijn Mariene Strategie” werd opgesteld door de BMM (Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee, Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen) in samenwerking met volgende overheidsdiensten, onderzoeksinstituten en universiteiten:

FANC: Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle

ILVO: Instituut voor Landbouw en Zeevisserijonderzoek

INBO: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

ULg: Université de Liège

UGent: Universiteit Gent

VMM: Vlaamse Milieumaatschappij

Met dank aan allen die hebben bijgedragen aan dit document.

BMM: Steven Degraer, Mia Devolder, Michael Fettweis, Jan Haelters, Jean-Sébastien Houziaux, Francis Kerckhof, Brigitte Lauwaert, Geneviève Lacroix, Sébastien Legrand, Sigrid Maebe, José Ozer, Patrick Roose, Kevin Ruddick, Bob Rumes, Serge Scory, Dimitry Van der Zande, Vera Van Lancker, Laurence Vigin.

FANC: Lionel Sombé

ILVO: Annelies De Backer, Jochen Depestele, Kelle Moreau, Johan Robbens, Els Torreele, Karl Van Ginderdeuren, Gert Van Hoey.

INBO: Eric Stienen

Université de Liège: Alberto Borges

UGent: Marijn Rabaut

VMM: Henk Maeckelberghe

Dit document is te citeren als:

Belgische Staat, 2012. Initiële beoordeling van het Belgisch marien ecosysteem voor de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Voorlopige versie ingediend voor publieke consultatie, maart 2012. 88pp.